



**Lina Pereira
Gonçalves**

Impacto da Combustão Doméstica na Qualidade do Ar

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica do Prof. Doutor Carlos Borrego Professor Catedrático do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

o júri

presidente

Professora Doutora Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda,
Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Professor. Doutor. Carlos Alberto Diogo Soares Borrego,
Professor Catedrático do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Prof. Doutor. Luís Miguel Moura Neves de Castro
Professor Adjunto no Instituto Superior de Engenharia de Coimbra.

agradecimentos

Ao orientador desta dissertação, Professor Doutor Carlos Borrego, por todo o tempo dispensado (quase sempre fora de horas) e pelas orientações científicas essenciais à elaboração deste trabalho.

À mestre Joana Valente, por toda a colaboração e disponibilidade dispensada sem a qual seria difícil a realização desta tese.

Ao licenciado João Silva, da Universidade de Aveiro À Susana Araújo, à Cláudia Silva, à Ana Silva à Susana Videira e ao meu Irmão Manuel pela colaboração dispensada.

À minha Mãe, meus irmãos e meu sobrinho, pelo tempo que não partilhei com eles, que no entanto não deixaram me apoiar e de estar junto de mim.

À Carmencita Lino, pelas longas conversas ao jantar e pelas vezes que disse não te preocupes, isso resolve-se. À Ana Pimenta.

A todos os meus amigos

.....Muito Obrigado

palavras-chave

Combustão doméstica, factores de emissão, lareiras, lenha, qualidade do ar, partículas

resumo

As fontes domésticas, apesar da sua pequena dimensão e no caso das emissões através da combustão de madeira em lareiras serem praticamente emitidas durante os meses mais frios, não são de menosprezar.

Em Portugal estima-se que a emissão de PM_{10} pela combustão doméstica representa 16,2% das emissões totais deste poluente, constituindo as lareiras uma grossa fatia das mesmas e, em países com Invernos mais prolongados e rigorosos as emissões de material particulado são ainda mais significativas.

Com este trabalho, pretende-se fornecer informação relevante sobre qual é a contribuição deste tipo de emissão para a qualidade do ar, mais concretamente no que se refere às emissões de matéria particulada (PM_{10} e $PM_{2.5}$). A metodologia adoptada implicou inicialmente que se procedesse à caracterização do comportamento da população relativamente ao uso deste equipamento de aquecimento, estimando-se o número de lareiras abertas e fechadas, e quantificando a lenha consumida em média por Inverno. Para o efeito, realizou-se um inquérito a nível nacional.

As emissões provenientes desta fonte concentram valores mais elevados na faixa litoral entre o Porto e Lisboa, sendo também de referir emissões significativas nas regiões do interior norte e centro, nomeadamente as determinadas pelos dados fornecidos pelo inquérito.

Para as regiões do norte e centro interior o efeito na qualidade do ar, das emissões provenientes da combustão doméstica, não são muito visíveis o mesmo não sucede para as grandes áreas metropolitanas de Lisboa mas sobretudo do Porto, onde as concentrações de PM são mais elevadas. Comparando os cenários com emissões provenientes de lareiras, como o cenário sem emissões desta fonte, verifica-se que os primeiros originam concentrações de PM_{10} e $PM_{2.5}$, mais elevadas e em áreas geográficas mais alargadas.

keywords

Domestic combustion, emission factors, fireplaces, wood, air quality and particles

abstract

Domestic sources contribute to air quality changes despite their small dimension and emissions through wood combustion in fireplaces being practically emitted during the coldest months. It is estimated that in Portugal PM₁₀ emission by domestic combustion represents 16,2% of total emissions of this pollutant, being fireplaces a major amount of this emissions and in countries where winter is longer and rougher particulate matter emissions are even more significant.

With this work it is pretended to provide relevante information on the contribution of this kind of emission to air quality, particularly referring to particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}). The adopted methodology implicated initially that it was characterized population's behaviour relatively to the use of this heating equipment, estimating the number of opened and closed fireplaces, quantifying the average consumed wood by winter, therefore it has been developed a national inquiry.

Emissions coming from this source concentrate higher values in the litoral area, between Oporto and the Setubal's Peninsula, significant emissions have also been registred in interior north and centre regions.

Emissions coming from this source concentrate higher values in the litoral area, between Oporto and Lisbon, also occurring significative emissions in the interior north and centre regions, namely those determinated by data provided by the inquiry.

For north and interior centre regions, the effect in the quality air of emissions coming from domestic combustion are not very visible, not happening the same in the big metropolitan areas of Lisbon and mainly in Oporto, where PM concentrations are higher.

Comparing sceneries with emissions coming from fireplaces with sceneries without this source, it is verified that the first originate higher concentrations of PM₁₀ and PM_{2.5} and in larger geographical areas.

Índice

Índice de Figuras	III
Índice de Tabelas	V
Lista de Abreviaturas	VI
1. Introdução	1
2. Combustão Doméstica	9
2.1. Combustão de Biomassa	9
2.2. Tipos de Equipamentos	10
2.1. Poluentes Emitidos pela Combustão Doméstica	14
2.2. Contribuição para o Aerossol Atmosférico	19
2.3. Efeitos na Saúde Humana	22
2.4. Efeitos no Ambiente	25
2.5. Redução das Emissões	26
3. Qualidade do Ar	31
3.1. Gestão da Qualidade do Ar	31
3.2. Legislação Ambiental	34
4. Cálculo das Emissões Provenientes da Combustão Doméstica	39
4.1. Inquérito	42
4.1.1. Distribuição Geográfica do Inquérito	42
4.1.2. Apresentação dos Resultados dos Inquéritos	44
4.2. Análise da Significância Estatística	50
4.3. Cálculo do Consumo de Lenha	51
4.4. Factores de Emissão	53
4.5. Determinação das Emissões de Partículas	63

5. Influência da Combustão Doméstica na Qualidade do Ar.....	67
5.1. Modelação da Qualidade do Ar.....	67
5.1.1. Meteorologia.....	68
5.1.2. Modelo Químico CHIMERE	68
5.1.3. Emissões.....	69
5.1.4. Condições de Simulação	70
5.2. Efeitos na Qualidade do Ar	71
5.2.1. Domínio Portugal.....	71
5.2.1.1. Concentração de PM_{10}	72
5.2.1.2. Concentração de $PM_{2.5}$	76
5.2.2. Domínio Aveiro - Porto	78
5.2.2.1. Concentração de PM_{10}	78
5.2.2.2. Concentração de $PM_{2.5}$	80
5.2.3. Análise Comparativa Entre Cenários	82
5.2.3.1. Comparação de Concentrações de PM_{10}	82
5.2.3.2. Comparação de Concentrações de $PM_{2.5}$	84
5.2.4. Análise Comparativa com Estações de Qualidade do Ar	86
5.3. Desenvolvimentos em Trabalhos Futuros	91
6. Conclusões.....	93
7. Referências Bibliográficas	97
8. Sítios na Internet.....	104
9. Anexos.....	105

Índice de Figuras

Figura 2.1 - Esquema do funcionamento de fogões catalíticos e não catalíticos certificados pela EPA, em utilização nos Estados Unidos (URL 7).	13
Figura 2.2 - Emissões de partículas finas para vários tipos de equipamentos de aquecimento.....	28
Figura 3.1 - Legislação comunitária e nacional relativa a qualidade do ar.....	35
Figura 4.1 - Variação do consumo total de energia no sector residencial entre 1990 e 2006. (Ferreira <i>et al.</i> , 2008).....	41
Figura 4.2 - Relação do consumo dos vários combustíveis no sector residencial entre 1990 e 2006 (Ferreira <i>et al.</i> , 2008).	41
Figura 4.4 - Gráfico da distribuição t-student.	50
Figura 4.5 - Emissões de PM _{2.5} . (ton.Km ⁻² ano) para o cenário dos inquéritos, cenário base inventários e cenário sem lareiras respectivamente, para o domínio Portugal.....	64
Figura 5.1 - Representação esquemática do modelo meteorológico de mesoscala MM5 do NCAR.	68
Figura 5.2 - Domínios de simulação utilizados com o modelo CHIMERE.....	71
Figura 5.3 - Domínios Aveiro – Porto, utilizado para a simulação com o modelo CHIMERE.....	71
Figura 5.4 - Concentrações médias mensais para PM ₁₀ . (µg.m ⁻³) para os cenários: inquérito, inventário e sem lareiras, respectivamente, para o domínio Portugal, relativos ao mês de Janeiro de 2007.	72
Figura 5.5 - Concentrações médias mensais para PM _{2.5} , (µg.m ⁻³), para os cenários: inquérito, inventário e sem lareiras, respectivamente, para o domínio Portugal, relativo ao mês de Janeiro de 2007.....	76
Figura 5.6 - Concentrações médias diárias máximas mensais para PM _{2.5} , (µg.m ⁻³) para os cenários; inquérito, inventário e sem lareiras respectivamente para o domínio Portugal, relativo ao mês de Janeiro de 2007.....	77
Figura 5.7 - Concentrações médias mensais para PM ₁₀ , (µg.m ⁻³) para o cenário, inquérito, inventário e sem lareiras respectivamente, para o domínio Aveiro – Porto, relativo ao mês de Janeiro de 2007.	78

Figura 5.8 - Concentrações da media diária máxima mensais, para PM_{10} . ($\mu g.m^{-3}$) para o cenário: inquéritos, inventários e semlareiras respectivamente, para o domínio Aveiro -Porto, relativo ao mês de Janeiro de 2007.	79
Figura 5.9 - Concentrações médias mensais para $PM_{2.5}$, ($\mu g.m^{-3}$) para o cenário: inquéritos, inventários e semlareiras respectivamente para o domínio Aveiro - Porto, relativo ao mês de Janeiro de 2007.	80
Figura 5.10 – Concentrações médias diárias máximos, mensais para $PM_{2.5}$, ($\mu g.m^{-3}$) para os cenários: inquéritos, inventários e semlareiras respectivamente, para o domínio Aveiro -Porto, relativo ao mês de Janeiro de 2007.....	81
Figura 5.11 - Percentagem de redução de PM_{10} entre os diferentes cenários, relativo ao domínio Portugal (%).	82
Figura 5.12- Percentagem de redução de PM_{10} entre os diferentes cenários, relativo ao domínio Aveiro - Porto (%).	84
Figura 5.13 - Percentagem de redução de $PM_{2.5}$ entre os diferentes cenários, relativo ao domínio Portugal (%).	85
Figura 5.14 - Percentagem de redução de $PM_{2.5}$ entre os diferentes cenários, relativo ao domínio Aveiro - Porto (%).	86
Figura 5.15 - Rede nacional de estações de qualidade do ar (URL 5).	87
Figura 5.16 - Comparação das concentrações médias diárias de PM_{10} , para os cenários inquérito e inventário, obtidas por modelação e as medidas na estação de qualidade do ar de Vila Nova da Telha.	89
Figura 5.17 - Comparação das concentrações médias diárias de PM_{10} , para os cenários inquérito e inventário, obtidas por modelação e as medidas na estação de qualidade do ar dos Olivais.	89
Figura 5.18 - Comparação das concentrações médias diárias de $PM_{2.5}$, para os cenários inquérito e inventário, obtidas por modelação e as medidas na estação de qualidade do ar dos Olivais.	90

Índice de Tabelas

Tabela 1-1 - Número de alojamentos totais e com lareira, consoante as diversas regiões de Portugal Continental.	7
Tabela 2-1 - Características das partículas finas e grosseiras (Seinfeld e Pandis, 1998).....	18
Tabela 2-2 - Valores limites para o CO em diferentes classes de aparelhos.....	29
Tabela 2-3 - Eficiência térmica em diferentes classes de aparelhos.	29
Tabela 2-4 - Valores para as emissões que não devem ser ultrapassados para caldeiras que consomem biomassa.....	30
Tabela 3-1 - Valores limite de qualidade do ar definidos pela legislação comunitária e nacional em vigor, Agência de Protecção do Ambiente dos EUA (USEPA).....	36
Tabela 4-1 - Relação de pessoas que utilizam equipamento de aquecimento em casa.	44
Tabela 4-2 - Taxa de utilização dos vários tipos de equipamento de aquecimento.	45
Tabela 4-3 - Relação de pessoas que utilizam mais que um tipo de aquecimento por Inverno.	45
Tabela 4-4 - Taxa de utilização dos vários tipos de equipamento de aquecimento em apartamentos e vivendas.	46
Tabela 4-5 - Taxa de utilização dos vários tipos de equipamento de aquecimento relativamente ao ano de construção das habitações.	47
Tabela 4-6 - Número de horas diárias de utilização do equipamento de aquecimento.....	47
Tabela 4-7 - Número de dias por semana em equipamento de aquecimento é utilizado.....	48
Tabela 4-8 - Percentagem de utilização de combustível nos equipamentos de aquecimento.....	48
Tabela 4-9 - Taxa de utilização do gasóleo.....	49
Tabela 4-10 - Percentagem de lareiras abertas e fechadas e respectivo consumo de lenha por inverno.....	49
Tabela 4-11 - Parâmetros estatísticos para a amostra nacional.....	51
Tabela 4-12 - Parâmetros estatísticos para a amostra do domínio Aveiro - Porto.....	51

Tabela 4-13 - Factores de Emissão para fogões e caldeiras a lenha usados para o Inventário Nacional de Emissões 2000 (mg.MJ^{-1}).....	56
Tabela 4-14 - Factores de Emissão para partículas usados no inventário dinamarquês (g.GJ^{-1}).....	58
Tabela 4-15 - Factores de Emissão para a combustão residencial de madeira na.....	59
Tabela 4-16 - Factores de emissão para diversos tipos de equipamentos de aquecimento (g.GJ^{-1}).....	59
Tabela 4-17 - Factores de Emissão para vários tipos de equipamento de aquecimentos (t.PJ^{-1}).	60
Tabela 4-18 - Factores de emissão para vários tipos de equipamento (g.GJ^{-1}).....	61
Tabela 4-19 - Factores de emissão para PM_{10} e $\text{PM}_{2.5}$ em lareiras abertas e fechada.	62
Tabela 5-1 - Caracterização das estações de qualidade do ar.....	88

Lista de Abreviaturas

AEA	Agência Europeia do Ambiente/ European Environmental Agency
IIASA	<i>International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Áustria</i>
APA	Agência Portuguesa do Ambiente
CAFE	<i>Clean Air For Europe</i>
CE	Comissão Europeia
CEPMEIP	<i>Co-ordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories, Projections and Guidance</i>
CESAM	Centro de Escudos do Ambiente e do Mar
CEEETA	Centro de Estudos de Economia, Energia, Transportes e Ambiente
CHIMERE	Modelo químico de transporte
CH ₄	Metano
CO	Monóxido de carbono
COV	Compostos orgânicos voláteis
COVNM	Compostos orgânicos voláteis não metânicos
DGEG	Direcção Geral de Energia e Geologia
DL	Decreto-Lei
DQ	Directiva Quadro
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
EMEP	<i>European Monitoring and Evaluation Programme</i>
FE	Factor de Emissão
GEMAC	Grupo de Emissões, Modelação e Alterações Climáticas
ITDG	<i>Intermediate Technology Development Group</i>
INE	Instituto Nacional de Estatística
LA	Limiar de alerta
LI	Limiar de informação
MT	Margem de tolerância
NH ₃ .	Amoníaco
N ₂ O	Oxido nitroso
NO	Monóxido de azoto
NO ₂	Dióxido de azoto
NO _x	Óxidos de azoto

NUTS	Nomenclaturas de Unidades Territoriais para fins Estatísticos
O ₃	Ozono
OMS	Organização Mundial de Saúde
6ºPAA	Ação em Matéria de Ambiente 2001-2010
Pb	Chumbo
PM ₁₀	Partículas com diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a 10 µm
PM _{2,5}	Partículas com diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a 2,5 µm
PST	Partículas Suspensas Totais
SO ₂	Dióxido de enxofre
UE	União Europeia
TNO	<i>Netherlands Organisation for applied Scientific Research</i>
VL	Valor limite de Qualidade do Ar
VLE	Valor limite de Emissões

1. Introdução

Da qualidade do ar, e do investimento nesta área, dependerá a qualidade da nossa vida, das gerações futuras e do mundo em que nos inserimos.

O ar puro é composto por azoto (78%), maioritariamente, por oxigénio (21%) e por quantidades reduzidas de ozono, hidrogénio, dióxido de carbono, vapor de água e gases raros (1%). No entanto, o ar é continuamente sujeito às contaminações das mais diversas fontes, estas fontes são tão variadas como por exemplo simples grãos de areia, que podem tornar-se num poluente atmosférico, quando sujeito a mecanismos de transporte específico.

A constituição do ar atmosférico está constantemente a ser alterada por emissões provenientes de fontes naturais, antropogénicas, por transformações químicas. De entre as fontes naturais salientam-se as erupções vulcânicas e a queima espontânea de florestas, e entre as fontes antropogénicas, destacam-se, a produção industrial, os transportes, a produção de energia, a queima de biomassa, a combustão doméstica, etc. Os poluentes emitidos para a atmosfera podem ser primários, emitidos directamente para a atmosfera, ou secundários, formados na atmosfera através de reacções químicas ou fotoquímicas.

Uma das tarefas cruciais para a definição de estratégias eficientes na gestão da qualidade do ar é, seguramente, a correcta avaliação qualitativa e quantitativa dos poluentes emitidos. Com base nessa análise, preferencialmente realizada em tempo real, poderá ser estabelecido um cenário bastante aproximado do que efectivamente é emitido por qualquer tipo de fonte, nomeadamente da combustão doméstica, podendo esta avaliação contribuir para a definição de acções concertadas de gestão da qualidade do ar.

As fontes domésticas, apesar da sua pequena dimensão e no caso das emissões através da combustão de madeira em lareiras serem praticamente emitidas durante os meses mais frios, não são de menosprezar. De facto, nas noites frias de Inverno detectam-se

concentrações elevadas de partículas em estações urbanas de qualidade do ar, possivelmente devido às lareiras que se acendem durante a noite. Segundo Casimiro Pio *et al.*, 2007, a queima de biomassa em especial nas lareiras domésticas durante o Inverno contribui de uma forma importante para a produção do aerossol atmosférico, devendo ser considerada nas estratégias de controlo e redução dos níveis ambientais de partículas. Ainda segundo o mesmo autor, a contribuição da queima de madeira para a concentração de matéria orgânica no aerossol é muito mais significativa no Inverno do que no Verão. De realçar ainda que a utilização de métodos para obter uma estimativa da contribuição da queima de madeira em lareiras domésticas na concentração de partículas finas, baseado em inventários ou no transporte de poluentes atmosféricos, é bastante difícil de aplicar em eventos de poluição que ocorram em determinados períodos de horas ou dias. Uma das razões para este facto é a dificuldade que existe em caracterizar o comportamento das famílias (Fine *et al.*, 2001). Além disso, inventários de emissões em média diária mesmo sob as condições idênticas são incertos, dado que as emissões por quilograma variam entre madeira. Incertezas adicionais surgem a partir de um conhecimento incompleto da quantidade de madeira queimada e do tipo de aparelho utilizado na queima de madeira. No entanto existem alguns métodos que utilizam balanços químicos para calcular a melhor correlação linear das espécies químicas das principais fontes de emissões de partículas em determinada área geográfica.

Apesar da existência de variadíssimos e modernos equipamentos quer para aquecimento doméstico quer para confecção de alimentos e tendo em atenção a rápida evolução tecnológica, são ainda milhões as pessoas no mundo que dependem de combustíveis sólidos, tais como madeira, resíduos oriundos das actividades agrícolas, carvão, entre outros, e que são utilizados na produção de energia para diversas tarefas de uso doméstico, como cozinhar (já pouco existente em Portugal) e aquecer casas. Estes combustíveis produzem altos níveis de fumo que contêm poluentes que prejudicam a saúde. Existem evidências que comprovam que a poluição doméstica ou interior pode levar ao aumento de bronquites crónicas, infecções pulmonares. Estes factos foram observados em países como Índia, Nepal ou Nova Guiné, onde sobretudo as mulheres passam muitas horas em ambientes fechados utilizando lareiras. Segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS) a poluição no interior de habitações é responsável por 2.7% das doenças no mundo.

Visando o combate do aumento do número de casos, a OMS tem tomado medidas para ajudar países em desenvolvimento a criar políticas eficazes nesta área, nomeadamente promovendo estudos e pesquisas nestes países, como por exemplo o controlo aleatório nas áreas rurais da Guatemala. Este controlo visa medir a mudança na incidência de problemas agudos de infecções respiratórias em crianças depois da introdução de fogões mais eficazes. O *Intermediate Technology Development Group* (ITDG), tem estudado os efeitos das emissões pela combustão doméstica na saúde humana no Quénia, Sudão e no Nepal e também tentado identificar os melhores processos para diminuir a poluição dentro de casa. Outras acções com muita eficácia estão actualmente a ser aplicadas pela OMS, que visam a diminuição deste problema, entre as quais se destaca a distribuição de fogões menos poluidores à população e o fornecimento de combustíveis menos poluentes, como querosene e petróleo líquido.

Em países mais frios, onde os Invernos são muito rigorosos e prolongados, os aquecimentos através da utilização de lareiras ou fogões a lenha são ainda bastante utilizados, contribuindo de uma forma muito substancial para as emissões tanto a nível de poluição interior como exterior. Em muitos destes países, nomeadamente Estados Unidos, segundo dados da *Environmental Protection Agency* (EPA), relativos aos inventários de emissões do ano de 1995, a utilização destes tipos de equipamentos de aquecimento a lenha é responsável por 12% das emissões de partículas. Outros estudos demonstram que durante os meses de Inverno, 20% a 30% da concentração de partículas finas no ambiente pode ser atribuído ao fumo da queima da madeira (Fine *et al.*, 2001). Em certos locais os eventos de poluição são constituídos em mais de metade por partículas finas provenientes deste tipo de fontes (Schauer and Cass, 2000).

No Canadá, em estimativas para a cidade de Toronto, a combustão doméstica contribui em grande escala para as emissões de matéria particulada, nomeadamente 7% das emissões de $PM_{2.5}$ provenientes desta fonte (*Environmental Canada*, 2001). Esta estimativa foi baseada num período de tempo que inclui unicamente os meses mais frios do ano, desta forma estes valores podem estar subestimados. Para a cidade de Ontário, as emissões são bastante semelhantes, em que 11% são $PM_{2.5}$ e 0.8% de partículas totais, que resultam da combustão doméstica de lenha (OMOE, 1999). Neste país estima-se que a combustão doméstica seja responsável por 25% das emissões de $PM_{2.5}$ (*Environmental Canada*, 1999). Com efeito, este valor pode estar sobrestimado, uma vez que nas regiões urbanas a utilização do aquecimento a lenha é menos comum que na regiões rurais.

Na Europa este tipo de poluição também é bastante importante, nomeadamente nos países nórdicos. Um estudo realizado para quatro países desta zona geográfica (Suécia, Noruega, Finlândia e Dinamarca) demonstra que a contribuição do sector residencial para as emissões totais de $PM_{2.5}$, difere de uns em relação aos outros. Na Dinamarca, a contribuição deste tipo de fonte para a concentração de $PM_{2.5}$ é de cerca de 19%; na Finlândia, 41%; na Noruega, 69%, e na Suécia 42%. Estes valores podem ser comparados com as estimativas para as emissões do sector dos transportes, que se estima que sejam de 35% na Dinamarca, 16% na Finlândia, 9% na Noruega e 10% na Suécia (Sternhufvud *et al.*, 2004). Em todo o caso, podem não ser valores muito exactos devido à variação na inventariação das fontes, uma vez que neste estudo se utilizaram factores de emissão diferentes (Sternhufvud *et al.*, 2004).

Estudos recentes realizados para estes países nórdicos têm indicado que a combustão residencial de madeira tem um importante contributo para a poluição do ar, libertando grandes quantidades de partículas (PM_{10} e $PM_{2.5}$) e compostos orgânicos voláteis. Estes compostos têm efeitos tóxicos na saúde humana e no meio ambiente. Dados relativos à Finlândia indicam que cerca de 70% das emissões de benzenos são provenientes desta fonte de emissão, sendo que a exposição a este composto pode provocar doenças graves como o cancro. Contudo, este tipo de aquecimento está a ganhar cada vez mais popularidade nestes países.

Na Alemanha a utilização de lenha como combustível para aquecimentos, tem vindo a aumentar devido à subida nos preços dos combustíveis fósseis, tais como o gás natural e o gasóleo de aquecimento. Desta forma tem crescido o interesse pelo uso de fogões e lareiras a lenha como instalações adicionais a outros sistemas de aquecimento. Estima-se que existam neste país cerca de 14 milhões de pequenas instalações que utilizam combustíveis sólidos, nomeadamente a lenha, sendo que o seu consumo está a aumentar causando problemas consideráveis de poluição atmosférica, sendo as emissões de partículas muito significativas constituídas em mais de 90% por $PM_{2.5}$. Frequentemente as emissões de partículas finas provenientes da combustão doméstica de lenha são mais ou menos iguais às emitidas por carros e motociclos (Behnke, 2007). No caso da Áustria ainda é muito comum a utilização de fogões e lareiras tradicionais, que se caracterizam por emitirem altos níveis de hidrocarbonetos e partículas. Em consequência disso, 13% das emissões de partículas finas são provenientes desta fonte (Rakos, 2007). Com objectivo de reduzir estas emissões, foram implementados, em

1980, regulamentos para este tipo de equipamentos em que os novos fogões e lareiras deverão ser testados em laboratórios certificados e estar de acordo com o regulamento de emissões antes de serem introduzidos no mercado. Ainda para este país, em 1995, mais de 70% de emissões de PM eram provenientes de pequenas instalações (residenciais ou do comércio) de combustão (Winiwarter *et al.*, 2001).

Na Itália, o consumo de lenha nas residências é também, uma fonte muito importante de emissões de partículas. Num inquérito realizado recentemente mostra-se que cerca de 25,6% das famílias utilizam frequentemente lenha para aquecimento das casas, sendo que mais de 80% o faz na residência habitual e cerca de 10% em residências de férias (Cesarini *et al.*, 2007).

A contribuição de pequenas instalações de combustão varia de país para país, bem como de poluente para poluente, sendo que esta fonte de emissão desempenha um importante papel para as emissões totais de matéria particulada. Os inventários de emissões de sistemas de combustão não industrial para as PM₁₀ (similarmente para as PM_{2.5}), tem demonstrado que as emissões desta fonte terão uma tendência a decrescer entre os anos de 2000 e 2020 devido à progressiva diminuição da utilização de combustíveis sólidos e aumento progressivo do consumo de outros combustíveis em equipamentos de aquecimento. Esta fonte, no entanto, continua a ser significativa devido à continuação da utilização de biomassa. (Pye *et al.*, 2004).

No ano de 2000 as fontes de combustão não industrial (sector residencial e comercial) eram responsáveis pelo maior contributo das emissões PM_{2.5} nos antigos quinze Estados Membros da União Europeia (UE 15). Nos novos dez países da União Europeia a contribuição para as emissões de PM_{2.5} era de 45%, contribuindo o consumo de combustíveis nos sectores comerciais, residenciais e outras instalações de pequena capacidade, relativamente às emissões totais de metais pesados na Europa. Em 1990, as emissões de arsénio (As) foram de 12.4%, de cádmio (Cd) 15.9% e para mercúrio (Hg) 27.8% (Berdowski *et al.*, 1997). Também as emissões de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP) e dioxinas e furanos (PCDD/F) a partir destas actividades são significativas. Por exemplo, a utilização residencial de combustíveis sólidos, biomassa representa cerca de metade das emissões de HAP e um terço das emissões de PCDD/F na UE. (Quass U. *et al.*, 2000).

Em muitos países, o consumo de carvão e de biomassa constituem a maior proveniência de combustível para os sectores comerciais e residenciais originando desta forma alguns problemas de poluição do ar, nomeadamente no caso da Polónia, em que as emissões

de partículas totais de pequenas instalações de combustão é de cerca de 35% do total nacional de emissões e mais de 90% do total nas actividades de combustão (Olendrzynski *et al.*, 2002). Ainda para este país as emissões totais de PCDD/F são de cerca de 68% do total nacional e as emissões de HAP 87%, provenientes de instalações fabris de combustão não industrial (residencial, aquecimento distrital, agricultura e silvicultura).

Na Bielorrússia, das pequenas fontes de combustão provém cerca de 40% de PCDD/F e cerca de 80% de indicadores de HAP (Kakareka *et al.*, 2003). De forma geral esta fonte de emissão tem uma contribuição mais importante para as emissões de poluentes, onde uma elevada parcela de combustíveis sólidos existem na parcela de combustíveis consumidos no sector residencial.

A contribuição das emissões libertadas a partir de pequenas instalações não industriais de combustão representam uma significativa fonte de PM, e mesmo no futuro podem permanecer como uma contribuição importante. É de realçar que existem diferenças significativas entre os vários países, nomeadamente na UE 15, a parte deste sector para as emissões de partículas, tem estado tipicamente abaixo de 20%, esperando-se que ocorra uma diminuição para 12% e 16% para PM_{10} e $PM_{2.5}$, respectivamente. Relativamente aos países que aderiram recentemente à UE, nos anos 90 estas emissões eram superiores a 30% e estima-se que reduzam para 22% e 28%, respectivamente para PM_{10} e $PM_{2.5}$.

A contribuição destas emissões no futuro dependerá fortemente da mudança do tipo de combustível (carvão - gás), que tem vindo a acontecer nas últimas décadas, uma tendência que se espera que eventualmente conduza a um abaixamento das emissões de PM, mas possivelmente a custo do aumento de outros poluentes como o monóxido de azoto (NO_x). Ao mesmo tempo, a biomassa tem-se tornado um combustível mais popular no sector residencial, sendo o seu consumo encorajado em alguns países como uma parte da estratégia para atingir as reduções de dióxido de carbono (CO_2). Não obstante, tudo indica que estas emissões continuarão a ser uma importante fonte de poluentes. Além disso, a influência destas fontes na qualidade do ar local pode ser significativa devido à baixa elevação da libertação do fumo das chaminés, sendo particularmente importante em regiões onde o combustível sólido é predominantemente utilizado no sector residencial.

Em Portugal estima-se que a emissão de PM_{10} pela combustão doméstica representa 16,2% das emissões totais deste poluente, constituindo as lareiras uma grossa fatia das mesmas (Sousa, 2007). O Inventário Nacional de Emissões relativo ao ano de 2003, apresentado em 2006, refere que as emissões provenientes do sector do comércio e residencial, são 19.4% para as PM_{10} . Segundo os Censos 2001, do Instituto Nacional de Estatística (INE), existem 1 097 717 de alojamentos com lareiras, ou seja, cerca de 32% do total de alojamentos, distribuídos da seguinte forma pelo país:

Tabela 1-1 - Número de alojamentos totais e com lareira, consoante as diversas regiões de Portugal Continental.

	Alojamentos	Alojamentos com Lareiras
Norte	1 188 751	379 935
Centro	832 036	446 266
Lisboa	982 722	126 172
Alentejo	287 663	115 209
Algarve	145 627	30 135
Total	3 436 799	1 097 717

No entanto, não existem estimativas dos tipos de lareira (abertas ou fechadas) ou de outros tipos de equipamentos de aquecimento que consomem lenha, nem do consumo de lenha por agregado familiar ou habitação.

Actualmente, há pouca informação sobre o contributo da combustão doméstica de biomassa para as emissões a nível global, devido às suas fontes serem bastante pequenas e dispersas. Para compreender os efeitos sobre a atmosfera, o clima e o ambiente em geral da combustão doméstica é necessário implementar estratégias de amostragem, de modo a compreender e obter mais informação sobre a utilização deste combustível como fonte de energia, bem como implementar sistemas de monitorização destas emissões. Estas estratégias de medição podem incluir parametrizações de modo a serem usadas em programas de simulação/modelação, tendo em vista conhecerem-se os efeitos destas emissões na qualidade do ar. Vários laboratórios têm demonstrado que há uma grande variabilidade nas emissões de partículas provenientes da queima da madeira em função de uma série de factores como por exemplo o tipo de aparelho, a

taxa de combustão, o tipo e a quantidade de combustível (Johansson *et al.*, 2004a; Boman, 2005 in Kreci, 2008). Com efeito, torna-se difícil relacionar os resultados dos vários estudos laboratoriais, uma vez que as medições são feitas em ambientes controlados, sendo que as medições do aerossol atmosférico no ambiente exterior são influenciadas por outros tipos de fontes e por transformações físico-químicas. Uma forma de ultrapassar esta dificuldade consiste em homogeneizar as medições a fim de estimar a média de factores de emissão para a combustão doméstica.

Após este enquadramento introdutório, far-se-á, no segundo capítulo uma abordagem à combustão doméstica no que diz respeito ao processo de combustão, poluentes emitidos, efeitos na saúde e no ambiente, bem como a referência a potenciais equipamentos de aquecimento que reduzam as emissões, seguindo-se o terceiro capítulo com uma breve abordagem à problemática da gestão da qualidade do ar e respectiva legislação europeia e nacional.

No capítulo quatro, apresentam-se os resultados globais dos inquéritos (a parte que diz respeito aos sistemas de aquecimento), bem como uma estimativa dos tipos de lareiras utilizadas e do consumo de lenha em Portugal. Neste capítulo ainda são apresentados os dados das emissões para a combustão doméstica recorrendo aos dados obtidos pelos inquéritos, pelo Inventário Nacional de Emissões 2008.

A influência da combustão doméstica na qualidade do ar é apresentada no capítulo cinco para os vários cenários (inquérito, inventário e sem as emissões de lareiras), e tendo em consideração um domínio que abrange o território de Portugal Continental e um domínio mais restrito que envolve grande parte dos concelhos do Porto e Aveiro. Ainda neste capítulo é apresentada a comparação entre os valores simulados, com duas estações da qualidade do ar.

Finalmente as conclusões são apresentadas no último capítulo.

2. Combustão Doméstica

A actual forma de vida seria provavelmente muito diferente, caso não consumíssemos tanta energia e com tantas diversificadas fontes. Grande parte dessa energia provém da combustão de diferentes tipos de combustíveis (petróleo, gás natural, biomassa) e é usada para fornecer as habitações, serviços, indústrias e transportes. Nas habitações a energia é utilizada para cozinhar, aquecer água, climatizar o ambiente interior, etc.

A nível residencial, uma das fontes de energia com mais significado, é o consumo de biomassa (madeira, carvão), para cozinhar alimentos, mas sobretudo para aquecimento, nomeadamente em lareiras, fogões ou caldeiras. Desta forma a combustão residencial de madeira constitui uma importante fonte de emissão de poluentes tanto para ambiente interior como exterior, fundamentalmente matéria particulada, mas também hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, dioxinas, compostos orgânicos voláteis (COV), etc. podendo causar efeitos adversos na saúde humana.

2.1. Combustão de Biomassa

A queima de biomassa pode ser natural ou antropogénicas e ocorrer em regiões urbanas, rurais ou em áreas remotas. De origem natural destacam-se sobretudo os incêndios florestais que são principalmente provocados por raios de trovoadas, e ocorrem com mais frequência em zonas remotas (este facto não se verifica para Portugal). Em áreas residenciais a queima de biomassa é sobretudo utilizada para aquecimento, confecção de alimentos, eliminação de resíduos, ou celebração de rituais. Para além destas actividades é ainda muito utilizada numa grande gama de outras aplicações, nomeadamente fornos de restaurantes, secagem de alimentos, etc. Em áreas rurais a combustão de biomassa para além das actividades já referidas está ainda associada à queima de florestas e áreas de savana para a criação de áreas agrícolas. Devido a todas estas actividades, acima descritas, o transporte atmosférico de partículas pode atingir áreas remotas distantes.

A combustão de biomassa tem-se tornado numa preocupação global devido ao grande impacto no clima e na qualidade do ar e consequentemente na saúde humana. Podendo ser definida como sendo a queima de matéria orgânica, sendo a mais antiga e generalizada fonte de energia usada nas mais diversas aplicações. O uso de biomassa como fonte de energia abrange um grande número de biocombustíveis como por exemplo madeira proveniente do abate de árvores ou arbustos, resíduos da agricultura, carvão, turfa, restos de madeira da construção ou de serrações, etc., tornando-se o destino final da utilização destes combustíveis a produção de energia eléctrica, aquecimento doméstico, ou confecção de alimentos.

A biomassa é actualmente muito utilizada para consumo doméstico por ser barata e facilmente disponível, constituindo uma fonte de energia muito utilizada por grupos de população com baixos rendimentos. Nos países em vias de desenvolvimento 75-80% da população depende do consumo de resíduos de biomassa como combustível para a cozinha ou aquecimento. Além disso, essa dependência da população rural mundial sobre a energia da biomassa não se espera que diminua significativamente durante pelo menos um século, e alguns estudos indicam que pode aumentar. Na maioria dos casos, os resíduos da biomassa são provenientes da agricultura e das florestas sendo utilizados como combustível; em certas regiões do mundo, a dependência do sector doméstico desta fonte de energia exerce uma grande pressão sobre os recursos florestais (Karve, 2000).

2.2. Tipos de Equipamentos

Existem no mercado vários tipos de lareiras e fogões que utilizam a lenha como combustível, com diversos tipos de eficiência no que se refere ao processo de combustão. Em geral uma combustão rápida e com uma maior intensidade na chama, provoca uma taxa menor de emissões, muitos destes aparelhos estão já equipados quer com sistemas de redução de emissões, quer com sistemas de eficiência energética.

Lareiras abertas – possuem um design muito simples e são constituídas apenas por uma câmara de combustão ligada directamente à chaminé. As lareiras possuem uma larga abertura para o fogo, algumas destas possuem uma espécie de amortecedores acima da

zona de combustão para limitar as perdas de calor que é transmitido para a habitação, principalmente devido à radiação. Este tipo de lareiras possui uma baixa eficiência porque apenas 10% do calor produzido na queima da biomassa é aproveitado para aquecimento, além disso produz emissões significativas de partículas totais, monóxido de carbono (CO), compostos orgânicos voláteis não metânicos (COVNM) e HAP.

As lareiras abertas sem qualquer tipo de estanquicidade de um recuperador de calor, podem ter um efeito contraproducente, em alojamentos/habitações com sistemas de Ventilação Mecânica Centralizada (VMC). Este tipo de equipamento está actualmente em fase de expansão em Portugal, não obstante pode ter um impacto prejudicial na qualidade do ar interior e desta forma comprometer as condições de segurança e o conforto, principalmente numa fase de declínio da combustão (lareiras mal apagadas, ou a caminho da extinção natural). Sendo esta fase caracterizada por temperaturas menos elevadas a extracção de poluentes por efeito da chaminé poderá não ser suficiente para contrariar o campo de pressões gerada pela operação de ventiladores mecânicos em compartimentos de ventilação não separados, um vez que a tiragem da chaminé seria invertida e os produtos da combustão escoados para o interior da habitação.

Lareiras parcialmente fechadas – são equipadas com uma porta de vidro, que reduz a ingestão do comburente, em alguns casos as portas de vidro são posteriormente montadas para melhorar a sua eficiência.

Lareiras fechadas – são equipadas com uma porta frontal, podendo ter uma distribuição do ar de combustão homogénea bem como da exaustão dos gases. O design destas lareiras pode assemelhar-se a fogões e a sua eficiência pode exceder os 50%, tendo emissões similares aos fogões. Este tipo de lareiras tem usualmente associado um recuperador de calor que é o equipamento que em contacto directo com o ar permite recuperar o calor que eventualmente seria perdido. Assim, a transmissão do calor é feita por convecção natural, permitindo o aquecimento do ar. Estes equipamentos também são conhecidos por blocos de fundição. A maioria dos recuperadores de calor dispõe de uma combustão mais eficiente graças ao sistema de dupla combustão. Neste sistema realiza-se a queima de partículas não queimadas na primeira combustão, provocada por uma entrada de ar extra de oxigénio a alta temperatura que origina a nova queima na zona superior da câmara de combustão. Isto permite obter um rendimento elevado diminuindo

o consumo de lenha e emitindo uma combustão mais limpa, e consequentemente um decréscimo das emissões de CO e partículas.

Para além das lareiras já descritas outros equipamentos, tais como os fogões que utilizam combustíveis sólidos como biomassa, podem ser divididos em dois subgrupos: fogões radiantes e fogões acumuladores de calor.

Os fogões radiantes são normalmente pré-fabricados em ferro ou aço podendo ser utilizados também para cozinhar alimentos, sendo ainda caracterizados por altos níveis de emissões. A evolução no design destes equipamentos tem resultado em novas construções tais como fogões com combustão avançada e fogões de pellets, que se caracterizam por uma melhor eficiência e níveis de emissões mais baixas.

Fogões convencionais – englobam todos os fogões sem combustores catalíticos, sendo constituídos por um processo de combustão pobremente organizado e não possuem qualquer tipo de equipamento para redução das emissões. Alguns destes fogões são utilizados para cozinhar alimentos, podendo também estar equipados com um depósito para aquecer água. Este tipo de fogões, conjuntamente com as lareiras, são os equipamentos tradicionalmente usados em Portugal, ainda não sendo comum a utilização de aparelhos de combustão mais avançada, e equipados com sistemas de redução de emissões.

Fogões clássicos de eficiência energética – Possuem uma câmara de combustão secundária sendo a sua eficiência de 55 a 70%, e emissões de poluentes mais baixas.

Fogões de combustão avançada – estes fogões são caracterizados por possuírem múltiplas entradas de ar e um pré-aquecimento do ar da combustão através da troca de calor com os gases da combustão. Este design resulta num aumento da eficiência (perto de 70% na capacidade máxima) e emissões de poluentes reduzidas em comparação com os fogões convencionais.

Fogões de Pellets – podem ser unicamente alimentados com combustíveis pelletizados, tais como pellets de lenha, que são distribuídos homogeneamente pela câmara de combustão, podendo estar equipados com um pequeno sistema de armazenagem de combustíveis. Estes fogões são constituídos ainda por um controle electrónico e um ventilador para abastecer o processo de combustão com ar. Por esta razão caracterizam-

se pela elevada eficiência (acima dos 80% a 90%) e baixas emissões de CO, COVNM, HAP.

Fogões catalíticos – utilizam um catalisador (catalisador ou incinerador catalítico) para diminuir a temperatura da chama. O conversor catalítico (em forma de favo de mel) é usualmente colocado dentro do canal da chaminé para lá da câmara de combustão principal. Quando o fumo ou gás passa através do combustor catalítico, alguns poluentes são oxidados; a eficiência catalítica de redução depende do material, da sua construção, da superfície activa, das condições de fluxo de gases dentro do conversor.

Fogões não catalíticos – não possuem os dispositivos acima referidos, no entanto possuem entre 2 a 4 estágios de combustão, guiando o fumo para zonas específicas onde é misturado com oxigénio pré-aquecido, de forma a ser eficientemente queimado a temperaturas elevadas.

No caso das emissões de CO a remoção de poluentes em fogões equipados com este dispositivo é muito significativa, em comparação como os fogões tecnologicamente mais avançados, sendo que o tempo de vida de um catalizador é de cerca de 10 000 horas.

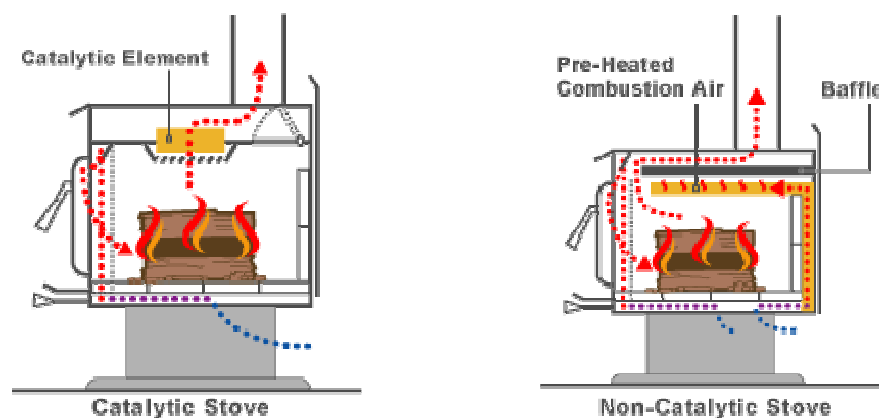


Figura 2.1 - Esquema do funcionamento de fogões catalíticos e não catalíticos certificados pela EPA, em utilização nos Estados Unidos (URL 7).

Os fogões de acumulação de calor são usualmente construídos em pedra ou tijolos ou por uma combinação dos dois, e são caracterizados por emitirem baixos teores de poluentes, podendo ser divididos em fogões de sala, utilizados só para aquecimento ou fogões com objectivo de cozinhar alimentos e aquecer água para as caldeiras.

Vários tipos de caldeira consomem também lenha/carvão, existindo uma grande variedade de equipamentos no mercado, desde as mais tradicionais até às equipadas

com sistemas mais avançados tanto a nível de eficiência como de redução de emissões, nomeadamente nos países mais frios como Canadá, Estados Unidos, Finlândia, etc, podendo estar associados a outros sistemas de aquecimento.

2.1. Poluentes Emitidos pela Combustão Doméstica

A combustão consiste numa complexa sequência de reacções químicas exotérmicas entre um combustível e um oxidante onde a energia química é convertida em calor. Na grande maioria dos casos a reacção de combustão utiliza como oxidante o oxigénio proveniente do ar atmosférico em que grande quantidade de gases e partículas são produzidos.

Na combustão doméstica de madeira, as partículas são normalmente formadas em três diferentes fases. Em primeiro lugar, forma-se uma espécie de fuligem de partículas a partir de hidrocarbonetos aromáticos. Parte desta fuligem permanece sem ser queimada, sendo libertado o gás de combustão. Seguidamente, as cinzas constituídas por matéria mineral são volatilizadas a partir da madeira para o gás de combustão. Quando estes gases arrefecem os vapores de cinza condensam e formam partículas finas. Por último, os vapores de hidrocarbonetos são libertados do gás de combustão que condensam, quando arrefecem. Os hidrocarbonetos tipicamente condensam na superfície das partículas finas já formadas, criando uma superfície líquida nas partículas.

O modo de formação de partículas finas de cinza é diferente da formação de fuligem e partículas de hidrocarbonetos; estas são formadas devido à combustão incompleta, enquanto as partículas finas são formadas sobretudo devido à presença de compostos minerais na madeira. Alguns estudos demonstram que espécies como sódio potássio ou zinco juntamente com enxofre e o cloro integram as partículas finas (diâmetro equivalente inferior a 1 μm); enquanto que o cálcio e magnésio permanecem quase totalmente nas cinzas ou entram na formação de partículas grosseiras ($d_p > 10 \mu\text{m}$) (Valmari *et al.*, 1998; Sippula *et al.*, 2006).

As emissões provenientes da queima de biomassa são conhecidas por serem uma importante fonte de gases que provocam o efeito de estufa nomeadamente: dióxido de carbono (CO_2); metano (CH_4); óxido nitroso (N_2O); e gases quimicamente activos como

por exemplo o CO; COV e HAP. A combustão de biomassa é também uma importante fonte de emissão de partículas em suspensão (cinzas, matéria inorgânica, compostos orgânicos e carbono elementar).

Monóxido de Carbono

O CO pode ser encontrado nos produtos dos gases de combustão de todos os combustíveis carbonáceos, como produto intermédio do processo de combustão e em partícula sob condições estequiométricas. O CO é o mais importante produto intermédio da conversão do combustível em CO₂ em condições de temperatura apropriada e oxigénio disponível. Desta forma, o CO pode ser um bom indicador da qualidade da combustão. Os mecanismos de formação de outros compostos como PAH, COVNM, e NO, são da mesma forma influenciados pelas condições da combustão sendo que o nível das emissões depende também da quantidade de ar em excesso, da temperatura da combustão e do tempo de permanência dos produtos da combustão na zona de reacção. A concentração no interior das habitações pode aumentar devido à combustão de madeira, no caso de não haver uma exaustão completa dos gases, as emissões provenientes da combustão de combustíveis sólidos podem atingir vários milhares de ppm em comparação com câmaras de combustão utilizadas em alguns processos industriais.

Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos

Este grupo de compostos é formado devido à combustão incompleta de matéria orgânica (madeira, carvão, gasóleo, etc.). A queima de madeira em fogões e lareiras produz uma grande gama destes compostos, sendo que as suas emissões estão dependentes do processo de combustão, particularmente da temperatura (baixa temperatura favorece o aumento das emissões), e do oxigénio.

Um estudo realizado para a cidade de Montreal demonstra que a contribuição da combustão doméstica para o aumento deste composto é significativamente superior à contribuição das emissões dos veículos. Este estudo sugere que a queima de madeira pode ter um impacto significativo no ambiente (Basrur *et al.*, 2002).

Dioxinas e Furanos

Estes compostos são organoclorados altamente tóxicos, carcinogénicos, sendo dos poluentes orgânicos mais persistentes no ambiente, formados durante inúmeras actividades de combustão. As PCDD/F estão altamente dependentes das condições de

combustão; para a formação de dioxinas é necessária a presença de carbono, cloro, um catalisador e oxigénio em excesso.

A utilização de alguns tipos de carvão em fogões domésticos ou lareiras está normalmente associado a níveis elevados de emissão deste poluente (Quass U. *et al.*, 2000). As emissões de dioxinas podem aumentar significativamente no caso da utilização de compostos de plástico como co-combustíveis ou no caso da utilização de madeira contaminada/tratada. No entanto, as emissões deste composto podem ser reduzidas através da introdução de tecnologia mais avançada de combustão (Kubica, 2003/3).

Compostos Orgânicos Voláteis Não Metânicos

Os compostos orgânicos voláteis não metânicos (COVNM) são hidrocarbonetos que se volatilizam. As suas principais fontes de emissão são o tráfego, o enchimento de tanques de armazenamento de combustíveis fósseis, combustão de biomassa quer em fogos florestais quer na queima residencial de madeira. Estes compostos actuam como compostos intermediários em todas as oxidações dos combustíveis, podem absorver, condensar, e formar partículas. As emissões de COVNM resultam de condições de queima a baixa temperatura, de uma curta presença na zona de oxidação da reacção e insuficiente presença de oxigénio, podendo ser reduzidas com a instalação de equipamentos de combustão tecnologicamente mais avançados.

Os COVNM introduzem-se no corpo por inalação, concentram-se no fígado, na placenta e na medula óssea onde causam efeitos nocivos, produzem náuseas, sendo que muitos deles afectam o material hereditário, causando leucemia, cancro da pele e do pulmão, além disso, são precursores do ozono troposférico.

Óxido de Azoto

Os NO_x provenientes da combustão são o monóxido de azoto (NO) e o dióxido de azoto (NO₂), formando-se também óxido nitroso. Estes compostos formam-se por combinação dos átomos de azoto e de oxigénio da atmosfera.

Os NO_x contribuem para a formação das chuvas ácidas e do *smog*, e alguns deles, como o NO₂, podem causar irritações nos pulmões, e diminuir a resistência às infecções respiratórias como a gripe.

Dióxido de Enxofre

Produzido naturalmente pelos vulcões e em certos processos industriais. Na indústria, o dióxido de enxofre (SO₂) serve sobretudo para a produção de ácido sulfúrico, que possui

numerosas aplicações como produto químico. É obtido a partir da combustão de enxofre ou de pirites. É ainda um gás emitido na queima de combustíveis juntamente com óxidos de carbono (CO e CO₂), e de nitrogénio. É, juntamente com o NO₂, um dos principais causadores da chuva ácida, pois, associado à água presente na atmosfera, forma ácido sulfuroso.

O dióxido de enxofre é um gás tóxico e irritante. Em concentrações elevadas actua como asfixiante, ao entrar em contacto com humidade é corrosivo. Irrita as mucosas e olhos.

Matéria Particulada

A matéria particulada (PM) em suspensão é composta por partículas sólidas ou líquidas dispersas na atmosfera, pelo que também é denominada de aerossol atmosférico. Os compostos que estão na sua origem são fundamentalmente: SO₂, NO_x, amoníaco (NH₃) e COV. As partículas podem ser classificadas por primárias, se emitidas directamente para a atmosfera ou são formadas no ar rapidamente por condensação das moléculas gasosas emitidas; ou secundárias, se são formadas na atmosfera por transformação química dos seus precursores.

As partículas variam entre tamanhos que vão desde alguns micrómetros até dezenas de micrómetros em diâmetro aerodinâmico equivalente (DAE – diâmetro de uma esfera de densidade unitária com a mesma velocidade terminal da partícula). De um modo simples, dividem-se as partículas em duas categorias de tamanho: finas, com DAE inferiores a 2,5 µm, e grosseiras, com DAE superior a 2,5 µm. As propriedades físicas das partículas englobam um grande número de parâmetros como sejam: a concentração, a massa, a dimensão, a composição química e as propriedades ópticas. A determinação da dimensão das partículas reveste-se de especial importância, uma vez que muitas das suas propriedades, como o volume, a massa e a velocidade de deposição, dependem dessa característica. Para além disso, a dimensão das partículas permite identificar os processos químicos e fontes emissoras que lhes dão origem, bem como aferir o seu grau de influência na saúde e no clima (Seinfeld e Pandis, 1998).

Na tabela seguinte são apresentadas as principais características das partículas finas e grosseiras, no que se refere aos processos que originam a sua formação, composição, solubilidade, fontes, tempos de residência na atmosfera e distância a que podem ser transportadas.

Tabela 2-1 - Características das partículas finas e grosseiras (Seinfeld e Pandis, 1998).

	Partículas finas	Partículas Grosseiras
Processos de formação	Reacções químicas Nucleação, Condensação Coagulação	Ações mecânicas Suspensão de poeiras
Composição	Sulfato Nitrato Amónio Ião de hidrogénio Carbono elementar Carbono orgânico Água Metais (Pb, Cd, V, Ni, Cu, Zn, Mn, Fe, entre outros)	Poeiras ressuspensas Cinzas Elementos com origem mineral (Si, Al, Ti, Fe) CaCO ₃ , NaCl Pólen, esporos Pedacos de plantas e animais Material resultante do desgaste de pneus
Solubilidade	Muito solúvel Higroscópico	Muito insolúvel Não higroscópico
Fontes	Combustão (carvão, fuel, gasolina, diesel, madeira) Conversão gás partícula de NO _x , SO ₃ e COV Fundições	Ressuspensão do solo (indústria, agricultura, vias não pavimentadas) Fontes biológicas Construção e demolição Spray do oceano
Tempo de residência	Dias a semanas	Minutos a dias
Distância de transporte	Centenas a milhares de km	Dezenas a centenas de km

As partículas, provenientes dos gases da combustão são originadas a partir da queima de combustíveis sólidos, em particular carvão e biomassa, podendo ser definidas como cinza de carbono, de fumo ou fuligem. As emissões de partículas originárias da combustão residencial de madeira podem ser classificadas em três grupos:

O primeiro grupo é formado através da combustão da fase gasosa ou pirólise, como resultado da queima incompleta dos combustíveis; sendo formadas partículas de fuligem e de carbono orgânico durante o processo de combustão, bem como precursores gasosos durante o processo de nucleação e condensação designados por carbono orgânico secundário, como resultado de reacções de radicais alifáticos ou aromáticos numa zona de reacção da chama, na presença de hidrogénio e espécies oxigenadas; CO e alguns compostos minerais como espécies catalíticas e COV, são formados devido à combustão incompleta do carvão e biomassa (primeiro passo da combustão) e compostos sulfúricos e nítricos secundários. A condensação de hidrocarbonetos é muito importante e em alguns casos é o principal contribuidor para o nível total de emissões de

partículas provenientes dos equipamentos de aquecimento de pequena escala, que usam combustíveis sólidos.

Os grupos seguintes (segundo e terceiro), podem conter partículas de cinza, que são largamente produzidas através da matéria mineral, que contém óxidos e sais (enxofre, cloro), de cálcio, magnésio, silício, ferro, potássio, sódio, fósforo, metais pesados e formas de carbono por queimar, originárias da combustão incompleta de material carbonáceo (carbono negro e carbono elementar) (Kupiainen *et al.*, 2004);

A emissão de PM a partir de equipamentos a lenha/carvão ou outros combustíveis sólidos residenciais ou comerciais está normalmente combinada com altos teores de emissão de produtos da combustão incompleta associados e/ou absorvidos. A distribuição de tamanhos está dependente das condições de combustão. A otimização do processo através da introdução de condições de combustão continuamente controladas (alimentação automática de combustível e distribuição homogênea do ar de combustão), conduz a um decréscimo das emissões de partículas totais e mudança de distribuição dos tamanhos de PM (Kubica *et al.*, 2004/4). Vários estudos têm demonstrado que tecnologias avançadas de combustão residencial de biomassa, conduzem à emissão de um teor de partículas denominadas por sub-micrométricas de diâmetro menor que 1 μm e a uma concentração de massa particulada de diâmetro maior que 10 μm inferior a 90% (Hays *et al.*, 2003).

2.2. Contribuição para o Aerossol Atmosférico

O aerossol atmosférico pode ser definido como uma suspensão de partículas líquidas e sólidas no ar ambiente, normalmente esta definição está associada a partículas atmosféricas, contudo a definição mais exacta da palavra engloba também o ar onde elas se encontram suspensas.

Os aerossóis são formados, evoluem e eventualmente são removidos na circulação atmosférica. Em micro-escala torna-se necessário descrever os processos microfísicos de formação dos aerossóis enquanto que em escala maior são os processos de dinâmica dos aerossóis.

O aerossol atmosférico divide-se em três modos de distribuição de tamanhos:

Modo de Nucleação - partículas que variam entre os 0,005 e 0,1 μm de DAE e são formadas por condensação de vapores quentes durante a combustão e por processos de conversão gás-partícula; sendo a máxima densidade numérica atingida por volta de 0,01 μm ; esta fracção granulométrica contribui bastante para o número total de partículas uma vez que possuem dimensões reduzidas e contribuem pouco para a sua concentração mássica total.

Poucas partículas são emitidas nesta fracção grânulo métrica, destacando-se, entre elas, partículas de carbono elementar (ou carbono negro), provenientes de processo de combustão incompleta e partículas de metais e compostos orgânicos emitidos a altas temperaturas.

Modo de Acumulação - as partículas variam entre 0,1 e 2,5 μm , podendo ser originadas a partir de duas formas: coagulação ou condensação de gases. Ambos os processos podem dar-se tendo origem em partículas dos modos de acumulação e/ou enucleação, sendo que a coagulação de partículas pertencentes ao modo de acumulação com as partículas do modo de enucleação é mais frequente. Estas últimas possuem maior mobilidade e existem em maior número do que as partículas do modo de acumulação, possuindo maior área de superfície, o que proporciona condições para que ocorram colisões e, conseqüentemente, a formação de aglomerados de partículas de dimensões superiores.

Modo de Sedimentação – com partículas superiores a 2,5 μm de DAE, as partículas são formadas por processos mecânicos e derivadas de emissões directas naturais e antropónicas. As partículas grosseiras desta classe granulométrica tem uma baixa densidade em número, mas são importantes para a massa.

Devido a este mecanismo de formação, em termos de composição química é comum encontrar elementos como ferro, alumínio, cálcio, potássio e cloro. Grande parte da formação destas partículas é primária, mas de acordo com o tempo de permanência na atmosfera (envelhecimento) também é importante uma fracção considerável de partículas de origem secundária.

Os processos físicos e químicos que determinam a forma da distribuição de tamanho do aerossol (distribuição de massa, superfície e número em função do diâmetro da partícula)

podem ser resumidos em processos ocorrendo dentro do elemento de volume no estado: enucleação, condensação e coagulação; e os processos de transporte para dentro e fora do elemento de volume como a difusão e sedimentação. Conversão gás-partícula pode ser resultado dos processos homogêneos em fase gasosa, ou pode ser controlado por processos na fase particulada. Processos na fase gasosa, tanto físicos como químicos, podem produzir um estado saturado que pode colapsar pela formação do aerossol.

O tempo de residência do aerossol troposférico pode variar de alguns dias a algumas semanas (Seinfeld e Pandis, 1998). As consequências para o ambiente das partículas em suspensão na atmosfera são variadas, nomeadamente a redução da visibilidade. A remoção da matéria particulada da atmosfera pode ser feita por deposição seca que consiste na deposição na superfície da Terra (solo, plantas, água, etc.) ou por deposição húmida que consiste em *rainout* (arrastamento pela água das chuvas até ao solo) e *washout* (incorporação nas nuvens aquando da sua formação).

Os efeitos do aerossol atmosférico dependem não só do tamanho e concentração das partículas, mas também da composição química. A determinação da sua composição torna-se bastante complexa, devido à sua pequena massa e concentração das partículas, para além de ter associados processos de coagulação, condensação e absorção, a mesma partícula pode incluir vários materiais diferentes.

O aerossol atmosférico afecta o clima global através da modificação do equilíbrio radiante, directa e indirectamente. O efeito directo é causado pela dispersão e pela absorção de energia solar e radiação infravermelha na atmosfera; sendo que o efeito indirecto está relacionado com a mudança de óptica e física das propriedades das nuvens.

A combustão de biomassa tem um papel importante na formação do aerossol, de acordo com Andreae (1991 in Krecl, 2008), 66% do consumo mundial deste combustível é proveniente da queima de savana. Em países industrializados, com Invernos rigorosos, o consumo de madeira para aquecimento doméstico é bastante significativo. Por exemplo, um terço dos lares suecos é total ou parcialmente aquecido por combustão de madeira (Estatísticas Suécia, 2005). Em alguns casos as emissões provenientes da queima de madeira para aquecimento doméstico podem afectar a qualidade do ar mesmo em pequenas cidades durante o período de Inverno, nomeadamente em condições de

estabilidade atmosférica em que não se faça a dispersão vertical de poluentes (Krecl, 2008).

2.3. Efeitos na Saúde Humana

A queima de madeira para aquecimento doméstico é uma fonte importante de emissão de poluentes, degradando assim tanto a qualidade do ar interior como exterior. Investigações recentes demonstram que respirar fumo não é saudável. Tendo em consideração que a população em geral, mas sobretudo a que reside em áreas urbanas, passa 80 a 90% do tempo em ambientes interiores, como a casa, o escritório, a escola, locais públicos comerciais ou administrativos, e também no interior de veículos, ou deslocando-se quase continuamente entre estes ambientes. Durante um dia, um indivíduo pode distribuir o seu tempo passando por todos estes ambientes, denominados habitualmente por micro ambientes.

Alguns estudos toxicológicos, compilados pela OMS, em 2004, revelam que existe diferença entre o potencial tóxico dos compostos que constituem as partículas em suspensão. Deste modo, as partículas primárias provenientes dos processos de combustão, tipicamente ricas em metais e compostos orgânicos, aparentemente apresentam maior potencial toxicológico. Pelo contrário, outros componentes de matéria particulada, como os sais de amónia, cloro, sulfatos, nitratos ou partículas do solo parecem apresentar toxicidade inferior, pelo menos em condições laboratoriais.

Os efeitos da exposição a concentrações elevadas de partículas na saúde humana manifestam-se sobretudo ao nível do aparelho respiratório, dependendo da sua composição química, mas também do local onde estas se depositam. Deste modo, as partículas de maiores dimensões são normalmente filtradas, ao nível do nariz e das vias respiratórias superiores enquanto as mais pequenas podem atingir a parte superior dos pulmões (DAE entre 2.5 e 10 μm), e as de DAE entre 2.5 e 1 μm chegam a atingir a região alveolar. Uma prolongada exposição a material particulado, pode estar associada a diversos efeitos negativos na saúde humana entre os quais:

- ◆ aumento das doenças respiratórias e cardiovasculares;
- ◆ aumento do número de doentes com pneumonia, ataques de asma e bronquites, rinites e outras doenças pulmonares crónicas;

- ◆ aumento na irritação da mucosa dos olhos, nariz e garganta ou danos no sistema imunitário primário;
- ◆ diminuição das funções pulmonares;
- ◆ aumento do número de doentes com cancros.

Estes efeitos na saúde têm como consequência o aumento do número de admissões às urgências hospitalares, do absentismo, dos nascimentos prematuros e da mortalidade.

A dimensão, forma e densidade são determinantes para se conhecer o local de deposição das partículas no sistema respiratório sendo um factor determinante no potencial de actividade biológica de cada partícula. A *International Standard Organization* (ISO), definiu três classes principais para a medição de partículas atmosféricas associadas aos efeitos na saúde humana:

Fracção Inalável – fracção de partículas em suspensão presentes no ar ambiente que são inaláveis pelo nariz e/ou boca; estas partículas possuem dimensões inferiores a 80 μm ;

Fracção Torácica - parcela de partículas inaláveis que penetra no sistema respiratório para lá da laringe; estas partículas possuem um diâmetro aerodinâmico inferior a 10 μm ;

Fracção Respirável – corresponde à porção de partículas inaladas capaz de penetrar até à região alveolar, onde ocorrem trocas gasosas na respiração e corresponde a partículas com diâmetro inferior a 2.5 μm .

Segundo um estudo da OMS, em média um cidadão europeu pode viver um ano a menos devido à exposição a poluição atmosférica (URL 12). Embora a concentração de alguns poluentes na atmosfera, tenha vindo a diminuir progressivamente na Europa, os níveis de partículas perigosas têm-se mantido estáveis nos últimos anos e estão a aumentar em alguns lugares. Anteriormente pensava-se que a exposição a baixos níveis de PM_{10} tinha pouco ou nenhum efeito na saúde humana. No entanto, investigações recentes demonstram que estas partículas mesmo em concentrações baixas são altamente perigosas.

A queima de madeira para aquecimento doméstico em áreas muito populosas tem sido motivo de preocupação para a saúde pública devido aos riscos que lhe estão associados. O fumo proveniente deste combustível contém numerosos contaminantes tais como

os já citados COV, HAP, CO e sobretudo partículas. Muitos estudos têm revelado que a exposição prolongada a concentrações destes fumos provocam efeitos adversos a nível respiratório, que incluem o aumento de doenças pulmonares e aumento das admissões às urgências hospitalares.

A exposição a partículas finas provenientes do fumo da madeira podem desempenhar um importante papel em termos de saúde, devido à estrutura das $PM_{2.5}$ que podem atravessar as vias respiratórias e atingir os pulmões. O material particulado oriundo da combustão residencial de madeira, é largamente constituído por partículas submicrométricas, com uma média de diâmetro de massa geralmente entre 0.1 e 0.6 μm (Hueglin *et al.*, 1997; Kleeman *et al.*, 1999; Purvis *et al.*, 2000; Rau, 1989 in Johnson, 2006). Estudos realizados em áreas urbanas acerca das emissões de PM, associados a exposição de curto prazo (diária) ou longo prazo (anual ou multianual), demonstram que tanto as PM_{10} como as $PM_{2.5}$ podem provocar efeitos na saúde nomeadamente a nível cárdio-pulmonar. Estes efeitos incluem o aumento dos sintomas de doença e consequentemente o aumento das admissões às urgências hospitalares e aumento de mortes prematuras (Johnson, 2006). Um aumento de $PM_{2.5}$ a muito curto prazo (minutos, horas), têm também interesse. Estudos demonstram que pode existir uma associação entre exposição de 1 a 12 horas a $PM_{2.5}$ ou PM_{10} e aumentos de doenças cardiovasculares e respiratórias agudas em adultos idosos e sintomas de asma em crianças. Adicionalmente subgrupos de população identificados como vulneráveis aos efeitos na saúde devido à exposição a curto ou longo prazo às $PM_{2.5}$, pode atingir uma larga faixa de população superior a 50%, incluindo crianças, asmáticos, diabéticos e pessoas com doenças respiratórias e de coração (Johnson *et al.*, 2005).

Num estudo realizado em Maio de 2000 pelo Instituto Médico de Toronto (*Air Pollution Burden of Illness in Toronto*), conclui-se que a má qualidade do ar é responsável por centenas de mortes prematuras e milhares de admissões hospitalares (TPH 2000, in Sheela *et al.*, 2002). Este estudo revela que a qualidade do ar tem um efeito muito relevante na saúde humana. Até recentemente considerava-se que o *smog* era um problema exclusivo do Verão, no entanto ele existe durante todo o ano, inclusivamente no Inverno, contribuindo assim para o aumento das doenças. A combustão doméstica também contribui para a formação do *smog*, com poluentes como SO_2 , NO_x e PM. (Seela *et al.*, 2002). Em 2002, o mesmo instituto médico publicou outro estudo (*Ten Key Carcinogens in Toronto Work Places and Environment*) e concluiu que 9 nos 10 carcinogénicos estudados estavam presentes no ar exterior de Toronto em níveis que se

aproximam ou excedem o nível de risco de cancro (um num milhão), determinado como tolerável. A queima de lenha em Toronto é uma das fontes destes carcinogénicos, incluindo hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, benzeno, formaldeído e dioxinas (Sheela *et al.*, 2002).

Torna-se importante realçar que o uso de lareiras ou fogões domésticos que consomem biomassa como combustível são fontes importantes de poluição do ar no interior de habitação. O uso ou manutenção inadequada destes equipamentos e as fugas ou refluxos de ar são as principais causa para a fuga de fumo para dentro do lar. O impacto destes fumos deverá ser considerado de especial importância, uma vez que a concentração no interior de contaminantes pode exceder concentrações no exterior.

2.4. Efeitos no Ambiente

O conhecimento da composição química do aerossol atmosférico é essencial para avaliar o impacto no ambiente, na qualidade do ar e no clima. As partículas de aerossol atmosférico afectam profundamente o clima. Os efeitos directos e indirectos exercidos pelos aerossóis antropogénicos no balanço radiativo terrestre são comparáveis em magnitude, mas de sinal oposto, aos causados pelas emissões de gases com efeito de estufa.

Os efeitos mais visíveis dos aerossóis sobre a qualidade do ar resultam das suas propriedades ópticas, a influência das partículas na degradação da visibilidade depende da sua composição, solubilidade e tamanho. Geralmente partículas menores a 0,1 μm , possuem um efeito insignificante sobre a visibilidade na atmosfera. Partículas com diâmetro entre 0,1 μm e 1 μm causam interferência devido a terem as mesmas dimensões do comprimento de onda da luz visível, de forma que as suas propriedades de desvio são significativas. As consequências mais notórias do efeito do aerossol são a redução de observar contraste das cores e também de provocar uma visão enevoada.

O coberto vegetal é mais sensível à poluição atmosférica do que os animais. Com o passar do tempo, os efeitos dos poluentes na vegetação podem resultar numa série de alterações e extinção de espécies mais sensíveis, redução na diversidade, remoção

selectiva das espécies dominantes, diminuição no crescimento e aumento da susceptibilidade ao ataque de pragas e doenças. A deposição de partículas contendo sulfatos, nitratos, ácidos orgânicos, etc., conduz à acidificação de solos e águas. Nas plantas, os poluentes são absorvidos pelas folhas através dos estomas que permitem as trocas gasosas entre a planta e o meio ambiente, alterando-se assim a fotossíntese.

O património construído pode igualmente ser afectado por este tipo de partículas (Seinfeld e Pandis, 1998). Pequenas partículas sólidas e líquidas depositam nas superfícies de prédios e monumentos causando uma deterioração estética; aquando do processo de limpeza podem também causar a deterioração do material. As partículas ácidas ou alcalinas, nomeadamente as que contêm enxofre, corroem materiais tais como pedras, tintas e fios eléctricos. Também a chuva ácida e a deposição seca de partículas ácidas, contribuem para a corrosão dos metais e deterioração de pinturas. Este efeito provoca uma diminuição substancial no valor patrimonial dos edifícios.

No clima, os aerossóis atmosféricos exercem a sua influência através da radiação solar. Os efeitos no clima são usualmente classificados como directos ou indirectos, no que se refere a alterações radioactivas no sistema climático. Os efeitos directos estão associados ao facto de as partículas dispersarem, absorverem e emitirem radiação electromagnética, consequentemente ocorre uma redistribuição da energia de radiação solar terrestre, originando o aquecimento ou arrefecimento atmosférico. Os efeitos indirectos incluem fenómenos como o albedo das nuvens e alteração no seu tempo de vida.

2.5. Redução das Emissões

A redução das emissões derivadas do processo de combustão pode ser alcançado evitando a formação de substâncias ou pela remoção dos poluentes dos gases da combustão.

Para prevenir ou reduzir as emissões podem ser aplicadas várias possibilidades como por exemplo: redução da utilização de carvão, substituindo por outros combustíveis como biomassa, petróleo ou gás; substituição dos equipamentos com baixa eficiência e poder calorífico por equipamentos tecnologicamente mais avançados; limpeza regular dos aparelhos e respectivas chaminés; implementação de aquecimento por complexo

residencial, isto é, a energia para as casas é providenciada por um sistema municipal de aquecimento, onde a combustão se faz de forma controlada e com eficiências mais elevadas.

Com o objectivo de reduzir as emissões nomeadamente de matéria particulada em pequenas instalações tanto para aquecimento como para a confecção de alimentos incluindo em instalações comerciais, podem ser aplicadas algumas medidas, mais concretamente utilizar filtros para remoção destes poluentes, como por exemplo: separadores ciclónicos cujo a eficiência de remoção varia entre 78% e 80%, para uma eficácia mais elevada (94% a 99%) podem ser aplicadas unidades com ciclones múltiplos (mais utilizados em equipamentos de média dimensão) No caso particular dos fogões podem ser equipados com um conversor catalítico, com vista à redução das emissões causadas pela combustão incompleta. Para fogões equipados com este equipamento a eficiência de remoção de poluente é a seguinte: CO, 70% a 93%; CH₄, 29%; HAP, 43-80%.

A crescente preocupação com os efeitos na saúde humana, provocada pela combustão doméstica, sobretudo devido à exposição no interior das habitações, tem levado muitos países industrializados a implementarem progressivamente legislação e normas para controlo e redução das emissões provocada por esta fonte.

A certificação de lareiras, fogões e caldeiras a lenha tem vindo a ser adoptada por vários países e organizações, nomeadamente, a *International Organization for Standardization* (ISO), que desenvolveu testes para medir as emissões de poluentes e a eficiência térmica.

Nos Estados Unidos da América existem, desde 1988, lareiras certificadas pela EPA; estas têm associadas mecanismos de redução das emissões de matéria particulada na ordem dos 94%, através de uma queima mais eficiente da madeira e dos gases de exaustão, que atravessam vários estágios de combustão. A certificação destes equipamentos impôs que o limite de emissões de material particulado fosse de 4.1 g/h, para os fogões catalíticos, e de 7.5 g/h no caso de fogões não catalíticos. Nos EUA também é muito vulgar a utilização destes equipamentos no exterior das habitações para aquecimento de estufas ou piscinas, desta forma têm vindo a ser implementados, pela EPA, conjuntamente com a indústria produtora, programas para a redução destas emissões em 70%.

Na figura seguinte está representada graficamente a taxa de emissão de partículas para vários tipos de equipamentos de aquecimento, incluindo a lareiras certificadas pela EPA.

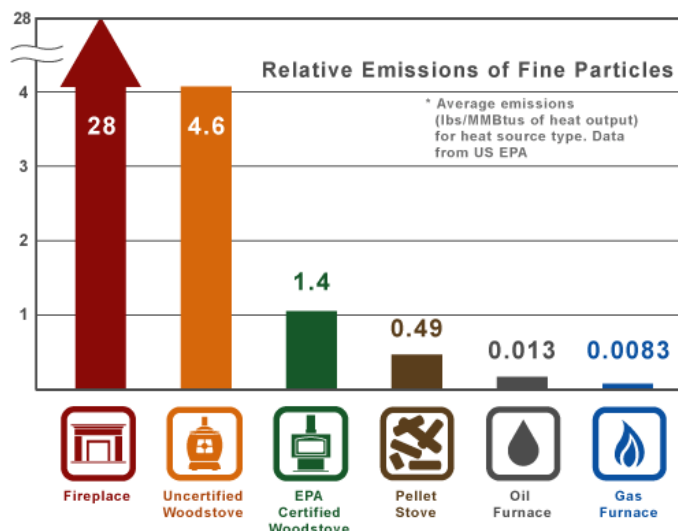


Figura 2.2 - Emissões de partículas finas para vários tipos de equipamentos de aquecimento.

O custo médio acrescido das lareiras e dos fogões certificados nos Estados Unidos situa-se entre os 500 e os 700 dólares, havendo, no entanto, menores custos de manutenção (IA, 2004b). Neste momento ainda não existem deste tipo de lareiras em Portugal, mas o seu desenvolvimento assume uma importância elevada, nomeadamente para as regiões do norte e centro onde se concentra o maior número de lareiras. Havendo a possibilidade de comercialização destes equipamentos, a legislação nacional deverá impor a sua utilização, procedendo, à semelhança dos EUA, a campanhas de trocas de equipamentos velhos pelos certificados, oferecendo estímulos de forma a facilitar o processo. Outra forma de reduzir as emissões de partículas provenientes desta fonte seria progressivamente substituir este equipamento por aquecimento central utilizando-se um combustível menos poluente como o gás natural.

A nível europeu existem normas standard para caldeiras, fogões e lareiras, no entanto ainda nenhuma destas normas foi adoptada para o caso português, entre as quais destacam-se as seguintes:

EN 12809:2001 – Caldeiras independentes para uso doméstico que utilizam combustíveis sólidos. Poder calorífico nominal inferior ou igual a 50 kW;

EN 12815:2001 – Fogões para uso doméstico que utilizam combustíveis sólidos;

EN 13229:2001 – Aparelhos de encastrar, incluindo lareiras, que utilizam combustíveis sólidos;

EN 13240:2001 – Aquecedores de ambiente que utilizam combustíveis sólidos;

EN 15250:2007 – Aparelhos domésticos de aquecimento com libertação lenta de calor utilizando combustíveis sólidos.

Estas normas têm classes definidas variando consoante a eficiência térmica e os limites de emissões para o CO.

Tabela 2-2 - Valores limites para o CO em diferentes classes de aparelhos.

Classes de aparelhos	Valor limite para o CO (em 13% O ₂)			
	EN 13 229	EN 13 240	EN 12 815	EN 12 809 (Caldeiras P<50 kW)
Classe 1	<0.3			
Classe 2	>0.3 a < 1.0		>0.3 a ≤ 0.8	
Classe 3			>0.8 a ≤ 1.0	

Tabela 2-3 - Eficiência térmica em diferentes classes de aparelhos.

Classes de aparelhos	Valores limites para a eficiência térmica (%)		
	13 229	13 240	
Classe 1	≥70		≥ 75
Classe 2	≥ 60 a < 70		≥70 a < 75
Classe 3	≥ 50 a < 60		≥ 65 a < 70
Classe 4	≥ 30 a < 50		≥ 60 a < 65

Norma EN 303.5 de Agosto 1999 – norma que certifica caldeiras. Estas podem ser certificadas de acordo com três classes: variando de 1 a 3 consoante o nível de eficiência térmica e o nível de emissões de COV e CO, e de partículas

Tabela 2-4 - Valores para as emissões que não devem ser ultrapassados para caldeiras que consomem biomassa.

	Output KW	CO			Compostos Orgânicos			Partículas		
		mg / n m3 at 10 % of O2								
		Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Class e 1	Classe 2	Classe 3
Caldeiras Manuais	< 50	25000	8000	5000	2000	300	150	200	180	150
	50 a 150	12500	5000	2500	1500	200	100	200	180	150
	150 a 300	12500	2000	1200	1500	200	100	200	180	150
Caldeiras Automáticas	< 50	15000	5000	3000	1750	200	100	200	180	150
	50 a 150	12500	4500	2500	1250	150	80	200	180	150
	150 a 300	12500	2000	1200	1250	150	80	200	180	150

Devido à heterogeneidade de sistemas de aquecimento em toda a Europa, e às diferenças nos mercados da energia, torna-se evidente que as medidas técnicas para a redução das emissões deverão ser implementadas em consonância com as especificidades de cada país.

3. Qualidade do Ar

O termo qualidade do ar é utilizado para avaliar o grau de poluição existente na atmosfera. Os poluentes que existem no ar que respiramos derivam de várias fontes emissoras tais como industriais, produção de energia, transportes, sector do comércio e residencial. A qualidade do ar avalia-se pelos níveis de poluentes que constituem riscos quer para o ambiente, quer para a saúde humana. A poluição do ar, devido às características da circulação atmosférica e devido à permanência de alguns poluentes na atmosfera por largos períodos de tempo, apresenta um carácter transfronteiriço e é responsável por alterações ao nível planetário, o que obriga à conjugação de esforços a nível internacional.

O aumento do nível de emissões de poluentes atmosféricos numa dada região pode vir a intensificar os seus efeitos nessa ou noutra região distante, podendo provocar efeitos de macro-escala tais como alterações climáticas, deterioração da camada de ozono e também a degradação mais localizada do ar que respiramos. Atendendo à sua origem, os poluentes podem ser classificadas de primários, se emitidos directamente para a atmosfera, ou de secundários, se resultarem de reacções químicas que ocorram na atmosfera ou de outros poluentes primários; exemplo disso é o ozono troposférico que resulta de reacções fotoquímicas que se estabelecem entre os óxidos de azoto e os compostos orgânicos voláteis.

3.1. Gestão da Qualidade do Ar

A gestão da qualidade do ar envolve a definição de limites de concentração dos poluentes na atmosfera, a limitação de emissão dos mesmos, bem como a intervenção no processo de licenciamento, na criação de estruturas de controlo da poluição em áreas especiais e apoios na implementação de tecnologias menos poluentes. Tendo em vista a obtenção destes objectivos tem-se desenvolvido um quadro legislativo normalmente designado por direito do ambiente, e que pode ser definido como sendo um conjunto de

princípios ou normas jurídicas, atendendo sobretudo à interacção do Homem com o ambiente.

O direito do ambiente apresenta uma forte vertente internacional, uma vez que a poluição não respeita fronteiras e as grandes questões ambientais colocam-se hoje em dia a nível mundial, sendo certo que as acções ou emissões de cada país possuem incidência que ultrapassa claramente os limites geográficos do próprio território.

A União Europeia, possui actualmente uma sólida legislação, que estabelece para o mesmo nível de exigência normas e práticas ambientais em vigor em todos os estados membros. Neste sentido, a UE tem implementado programas de acção sucessivos, baseados numa abordagem vertical e sectorial aos problemas ambientais, como é o exemplo do Sexto Programa de Acção em Matéria de Ambiente 2001-2010 (6ºPAA) que conferiu um novo propósito e um novo rumo à política ambiental da UE. Este programa estabelece claramente os objectivos para uma década e determina as acções que terão de ser adoptadas a fim de que tais objectivos sejam atingidos; propondo uma série de acções destinadas a enfrentar problemas ambientais persistentes em quatro domínios prioritários: alterações climáticas, natureza e biodiversidade, ambiente e saúde e qualidade de vida, recursos naturais e resíduos.

A nível de poluição atmosférica implementou-se o programa CAFE, que tem como objectivo geral o desenvolvimento de uma política estratégica e integrada a longo prazo para proteger a saúde humana e o ambiente dos efeitos da poluição atmosférica.

Deste modo as principais prioridades para o primeiro “ciclo” do Programa CAFE (até 2004) diziam respeito às partículas e ao ozono, a par das preocupações remanescentes em relação à deposição, que conduz, nomeadamente, à acidificação, à eutrofização e à deterioração do património cultural. A adopção, a nível comunitário, das medidas sectoriais necessárias para o cumprimento dos objectivos de qualidade do ar e dos valores máximos de emissão nacionais torna-se essencial. O seu objectivo é descrever as acções necessárias na Europa aos diferentes níveis, a fim de satisfazer objectivos ambiciosos de protecção do ambiente e da saúde humana, relativamente a impactes negativos significativos decorrentes da poluição atmosférica. Em particular, poderá indicar novos valores limite para a qualidade do ar, bem como valores limite/ normas para emissões provenientes de veículos e de actividades industriais. O Programa CAFE explorará também as relações entre a qualidade do ar no interior e no exterior dos

edifícios nas zonas urbanas e os requisitos de apresentação de relatórios sobre a qualidade do ar serão revistos com vista a permitir uma incidência específica no ambiente urbano.

A nível mais específico foi implementado um projecto unicamente destinado a fornecer informação de matéria particulada; partículas suspensas totais (PST), PM_{10} e $PM_{2.5}$), – *Co-ordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories, Projections and Guidance* (CEPMEIP), em que parte das actividades visam apoiar os peritos nacionais na elaboração de Inventários de Emissões de partículas para cada país e para o *European Monitoring and Evaluation Programme* (EMEP) servindo também como base científica às políticas e programas, conduzidos ao abrigo da Convenção sobre Poluição Atmosférica Transfronteiriça de Longo Alcance.

Dentro deste programa de trabalho, o *Netherlands Organisation for applied Scientific Research* (TNO) elaborou uma visão geral das emissões de partículas a aplicar os mesmos métodos num inventário europeu de emissões de partículas para o ano base 1995.

O Programa CEPMEIP fornece informação para os vários países europeus sobre factores de emissões para as mais diversificadas actividades poluentes. Os dados obtidos de cada país são recolhidos e interpretados para se aprofundar um melhor conhecimento. As informações obtidas a partir de países tem sido incorporado neste programa, embora esses resultados possam não representar estimativas oficiais de emissões para os países, pois são calculados recorrendo aos factores de emissão do CEPMEIP.

No que refere ao programa EMEP, inicialmente foi criado para avaliar o transporte transfronteiriço de poluentes, à acidificação e da eutrofização. Mais tarde, o programa foi ampliado para abordar o problema ozono troposférico e, mais recentemente, dos poluentes orgânicos persistentes, metais pesados e partículas em suspensão. O programa EMEP foi realizado em colaboração com uma ampla equipa de cientistas e peritos nacionais, que contribuem para a recolha sistemática, análise e elaboração de relatórios de dados de emissões.

3.2. Legislação Ambiental

O quadro legislativo em vigor para Portugal, relativo à avaliação e gestão da qualidade do ar, é constituído por um conjunto de diplomas legais resultantes da transposição para o direito interno de cinco directivas comunitárias: a Directiva-Quadro da Qualidade do Ar (DQ), também denominada de directiva mãe, e quatro directivas criadas com base nesta, as directivas filhas. A DQ foi transposta para o direito interno pelo DL n.º 276/99, de 23 de Julho, alterado pelo DL n.º 279/2007, de 6 de Agosto, com o objectivo de otimizar a resposta administrativa para a problemática da qualidade do ar.

A directiva quadro define como princípios gerais:

- Definir objectivos para a qualidade do ar ambiente;
- Estabelecer métodos e critérios comuns de avaliação do ar;
- Dispor de informações sobre a qualidade do ar e divulgá-las;
- Revelar a necessidade de preservação da qualidade do ar quando esta é boa e, nos outros casos, o seu melhoramento, através da implementação de planos de melhoria.

As quatro directivas filhas de carácter mais específico:

Directiva 1999/30/CE, de 22 de Abril de 1999 – estabelece valores limite para o SO₂, NO₂ e NO, partículas em suspensão e chumbo no ar ambiente, transposta para o direito nacional pelo DL n.º 111/2002, de 16 de Abril;

Directiva 2000/69/CE, de 16 de Novembro de 2000 – estabelece valores limite para o benzeno e o monóxido de carbono no ar ambiente, transposta para o direito nacional pelo DL n.º 111/2002, de 16 de Abril;

Directiva 2002/3/CE, de 12 de Fevereiro de 2002 – relativa ao ozono, estabelece objectivos a longo prazo, valores alvo, limiares de alerta e informação ao público para as concentrações deste poluente no ar ambiente. Este diploma foi transposto para o direito interno pelo DL n.º 320/2003, de 20 de Dezembro.

Directiva 2004/107/CE, de 15 de Dezembro de 2004 – estabelece valores alvo para as concentrações médias anuais de arsénio, cádmio, níquel e benzo(a)pireno (VER FORMULAS QUIMICAS determinados na fracção de partículas inaláveis (PM₁₀)).

Também determina métodos e técnicas para avaliar as concentrações e deposição destas substâncias, garante a obtenção de informações adequadas e a sua divulgação junto do público. Esta directiva incide sobre determinados metais pesados e hidrocarbonetos aromáticos presentes nas partículas em suspensão, exigindo a recolha da amostra e posterior análise laboratorial, como tal, a disponibilização da informação é efectuada numa base temporal diferente da dos restantes poluentes, transposta pelo DL nº 351/2007, de 23 de Outubro.

No diagrama seguinte apresenta-se um esquema da legislação da UE e nacional relativa à qualidade do ar.

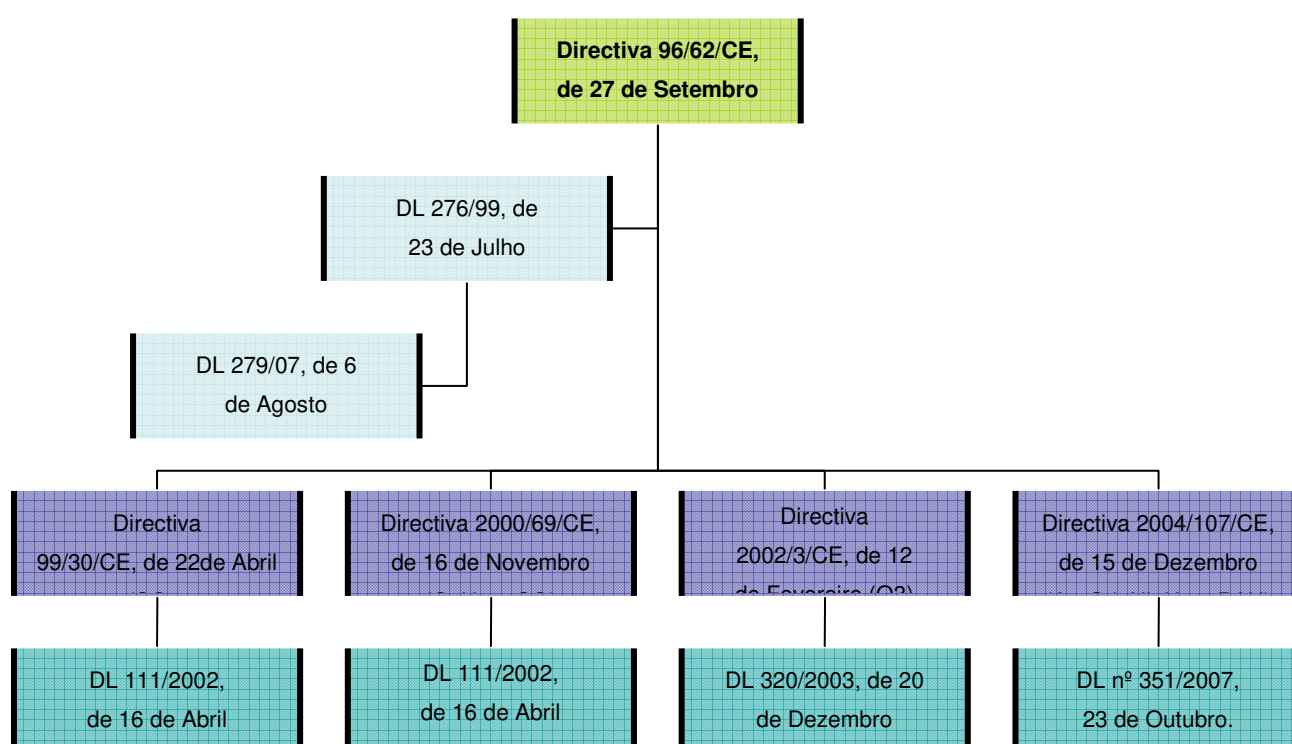


Figura 3.1 - Legislação comunitária e nacional relativa à qualidade do ar.

Directiva 2008/50/CE, de 21 de Maio de 2008 – estabelece como objectivo a redução da poluição na Europa para níveis que minimizem os seus efeitos prejudiciais na saúde humana, assumindo como ideia basilar a necessidade de combater as emissões de poluentes na sua origem e identificar e implementar as medidas mais eficazes de redução de emissões a nível local, nacional e comunitário.

Esta directiva revoga a Directiva 96/62/CE, 1999/30/CE, 2000/69/CE, Directiva 2002/3/CE.

Prevê-se, porém, que determinadas disposições dos actos revogados deverão permanecer em vigor a partir de 11 de Junho e até à sua substituição pelas regras previstas na nova Directiva, a qual deverá ser transposta pelos Estados-membros antes de 11 de Junho de 2010.

Sem prejuízo da data-limite de transposição, esta Directiva prevê que os Estados-membros assegurem que até 1 de Janeiro de 2009 sejam instaladas um número de estações de medição das partículas finas em suspensão ($PM_{2,5}$), da poluição urbana de fundo suficientes para o cálculo do indicador de exposição média, devendo instalar-se um ponto de amostragem por milhão de habitantes, somados entre as aglomerações e as áreas urbanas adjacentes com mais de 100 000 habitantes (cfr. parte B do Anexo V da Directiva). De referir, ainda, que se prevê que em 2013 a Comissão reveja as disposições previstas da Directiva relativas às $PM_{2,5}$ e, se necessário, a outros poluentes.

A transposição da Directiva 2008/50/CE para o direito interno deverá limitar-se às disposições que representam uma alteração substancial das directivas anteriores.

Na tabela seguinte apresenta-se um resumo, dos valores limite impostos pela legislação Europeia e Nacional para PST, PM_{10} , $PM_{2,5}$, bem como os valores para impostos pela Agência de Protecção Ambiental Americana.

Tabela 3-1 - Valores limite de qualidade do ar definidos pela legislação comunitária e nacional em vigor, Agência de Protecção do Ambiente dos EUA (USEPA).

	Legislação Europeia – Nacional	US-EPA
Poluente	Valores limite	NAAQS*-1997p
PST	300 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (24 h) 150 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (1 ano)	
PM_{10}	50 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (24 h) 40 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (1 ano)	150 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (24h) 50 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (1 ano)
$PM_{2,5}$	25 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (1 ano)	65 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (24 h) 15 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (1 ano)

Os valores limites para aplicação na UE, não são no entanto consensuais, visto que a homogeneidade de valores legislativos não traduz as diferentes especificidades das partículas existentes nas diversas regiões da Europa. Estas variações regionais nas concentrações de partículas são resultado da diferente importância da contribuição de partículas de origem natural, mais concretamente os países do sul da Europa com

incidências frequentes de transporte de partículas provenientes do Norte de África e com bastantes partículas de solo a serem ressuspensas, devido à fraca cobertura vegetal que caracteriza estas áreas. Outro aspecto importante a ter em consideração é o das dinâmicas atmosféricas, ou seja, os diferentes regimes de transporte de poluentes, e as diferentes condições ambientais.

A OMS também propõe valores limites para as concentrações de partículas (PM_{10} 20 $\mu g.m^{-3}$ e $PM_{2.5}$ 10 $\mu g.m^{-3}$), tendo como base o nível mais baixo de mortalidade associado a problemas cardiopulmonares e cancro do pulmão devido à exposição a longo prazo. Relativamente à exposição a curto prazo a OMS recomenda valores iguais ao da UE

As definições seguintes são relativas aos parâmetros legais referidos nos diversos diplomas da legislação nacional, apresentados anteriormente.

Limiar de alerta (LA) – Nível de poluentes na atmosfera acima do qual uma exposição de curta duração apresenta riscos para a saúde humana e a partir do qual devem ser adoptadas medidas imediatas, segundo as condições fixadas no presente diploma;

Limiar de informação (LI) – Nível acima do qual uma exposição de curta duração acarreta riscos para a saúde humana de grupos particularmente sensíveis da população e a partir do qual é necessária a divulgação de informação horária actualizada;

Margem de tolerância (MT) – Percentagem do valor limite em que este valor pode ser excedido, de acordo com as condições constantes no presente diploma;

Objectivo a longo prazo (OLP) – A concentração no ar ambiente de ozono abaixo da qual, de acordo com os conhecimentos científicos actuais, é improvável a ocorrência de efeitos nocivos directos na saúde humana ou no ambiente em geral. Este objectivo deve ser cumprido a longo prazo;

Valor alvo (VA) – O nível fixado com o objectivo, a longo prazo, de evitar efeitos nocivos para a saúde humana e ou o ambiente na sua globalidade, a alcançar, na medida do possível, no decurso de um período determinado;

Valor-limite (VL) – Nível de poluentes na atmosfera, fixado com base em conhecimentos científicos, cujo valor não pode ser excedido, durante períodos previamente determinados, com o objectivo de evitar, prevenir ou reduzir os efeitos nocivos na saúde humana e ou no meio ambiente, provocados pela poluição atmosférica, como é o caso da OMS.

Relativamente aos Estados Unidos, o *Clean Air Act*, que foi alterado pela última vez em 1990, exige que a EPA, em conjunto com a *National Ambient Air Quality Standards*, estabeleçam normas para os poluentes considerados prejudiciais para a saúde pública e o meio ambiente. O *Clean Air Act* estabeleceu dois tipos de normas nacionais de qualidade do ar. As normas primárias estabelecem limites para proteger a saúde pública, incluindo da população mais sensível, e as normas secundárias estabelecem limites para a protecção do bem-estar público, incluindo a protecção contra a diminuição da visibilidade, danos aos animais, culturas, vegetação, e de edifícios.

A estimativa das emissões resultantes da combustão no sector residencial foi obtida recorrendo aos novos cenários de evolução da procura de energia elaborados pelo Centro de Estudos de Economia, Energia, Transportes e Ambiente (CEEETA) e inclui os seguintes combustíveis: GPL, Gás de Cidade/, Lenha, e Petróleo/Gasóleo.

No que se refere aos inventários de emissões atmosféricas, são instrumentos que permitem analisar a quantidade, natureza e localização das emissões que ocorrem numa determinada região durante um dado período de tempo. Os resultados dos inventários destacam os sectores de actividade e os locais responsáveis pelas maiores emissões poluentes para a atmosfera e avaliam a sua contribuição respectiva para a qualidade do ar, auxiliando os decisores na selecção de estratégias de redução de emissões. No âmbito dos compromissos comunitários e internacionais assumidos relativamente à Convenção Quadro das Nações Unidas sobre as Alterações Climáticas (UNFCCC), à Convenção sobre Poluição Atmosférica Transfronteira de Longo Alcance (UNECE) e à Directiva relativa aos Tectos Nacionais de Emissões (UE), Portugal submete anualmente o inventário dos gases com efeito de estufa (GEEs) e outros poluentes atmosféricos, sendo a Agência Portuguesa do Ambiente (APA) a entidade responsável pela realização anual dos inventários nacionais de emissões. Dada a importância da informação, foi criado, através da Resolução do Conselho de Ministros n.º 68/2005, o Sistema Nacional de Inventário de Emissões por Fontes e Remoções por Sumidouros de Poluentes Atmosféricos (SNIERPA).

4. Cálculo das Emissões Provenientes da Combustão Doméstica

Em Portugal existe um considerável número de habitações com lareiras domésticas, utilizado como sistema tradicional para aquecimento, nomeadamente na região norte, aproximadamente com 380 000 e na região centro com cerca de 440 000. Estas fontes de emissão são caracterizadas por serem bastante dispersas e de pequena dimensão. Não obstante, estão na origem de contaminantes para atmosfera, transformando-se num problema em termos de qualidade do ar, fundamentalmente durante as noites frias de Inverno.

Este tipo de combustão diferencia-se da queima industrial em larga escala, dado que nas lareiras domésticas, a lenha (combustível habitualmente usado em Portugal) é queimada em pedaços sem qualquer tipo de controlo quer sobre o processo de combustão, quer do efluente gasoso emitido.

Com este trabalho pretende-se fornecer informação relevante sobre qual é a contribuição deste tipo de emissão para a qualidade do ar, mais concretamente no que se refere às emissões de material particulado (PM_{10} e $PM_{2.5}$), tanto a nível nacional como para um domínio mais específico que engloba as regiões do Grande Porto e Baixo Vouga. A metodologia adoptada implicou inicialmente que se procedesse à caracterização do comportamento da população relativamente ao uso deste equipamento de aquecimento, estimando o número de lareiras abertas e fechadas, quantificando a lenha consumida em média por Inverno, a taxa de utilização diária e semanal. Para isso, procedeu-se à realização de Inquéritos para se obter informação acerca dos parâmetros referidos. Com esta metodologia torna-se possível ficar a conhecer de forma discriminada o comportamento das populações para cada unidade territorial ou concelho.

Neste trabalho pretende-se avaliar a influência das emissões provocadas pelo consumo residencial de lenha na qualidade do ar, recorrendo para isso ao modelo de simulação meteorológico de mesoscala MM5 do NCAR (*National Center for Atmospheric Research*)

(Dudhia, 1993) e no modelo químico de transporte (multi-escala) CHIMERE, efectuando simulações para as emissões obtidas a partir do inquérito, e posteriormente comparadas com as emissões fornecidas pelo Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas 2008, apresentado anualmente pela APA. De forma a conhecer-se os efeitos da qualidade do ar efectuou-se também uma simulação com as emissões sem a contribuição das lareiras, considerando que desta fonte são provenientes 98% das emissões de PM₁₀ e PM_{2.5}.

As emissões provenientes da combustão doméstica estão incluídas nos Inventários Nacionais de Emissões, apresentados anualmente pela (APA), no capítulo relativo à Energia (CRF sector 1). No inventário, as emissões foram estimadas tendo em consideração o consumo anual de energia/combustível, usando o balanço mássico (CO₂) ou factores de emissão de acordo com cada poluente (Ferreira *et al.*, 2008)

No referido inventário as emissões para os diversos compostos (excepto para o CO) foram calculadas, recorrendo à seguinte fórmula:

$$Emi_{(p,s)} = \sum_t \sum_y [FE_{(f,s,t,y,p)} * Actividade_{(f,s,t,p)}] * 10^{-3}$$

Onde

$Emi_{(p)}$ – Emissões de um poluente p para um subsector s (ton.ano⁻¹), excepto para o CO que foram calculados em kton.ano⁻¹;

$FE_{(f,s,t,p)}$ – Factor de emissão usado para um combustível para um subsector s equipamento f num ano y (g/GJ);

$Actividade_{(f,s,t,p)}$ – Consumo de energia de um combustível f num subsector s e para um equipamento/tecnologia f (GJ).

Os consumos de combustíveis foram obtidos através dos balanços anuais de energia compilados pela Direcção Geral de Energia e Geologia (Ferreira *et al.*, 2008).

Os gráficos seguintes representam, respectivamente, o consumo total de energia entre 1990 a 2006, e o consumo de energia dos vários combustíveis no mesmo período de tempo, relativos ao sector residencial.

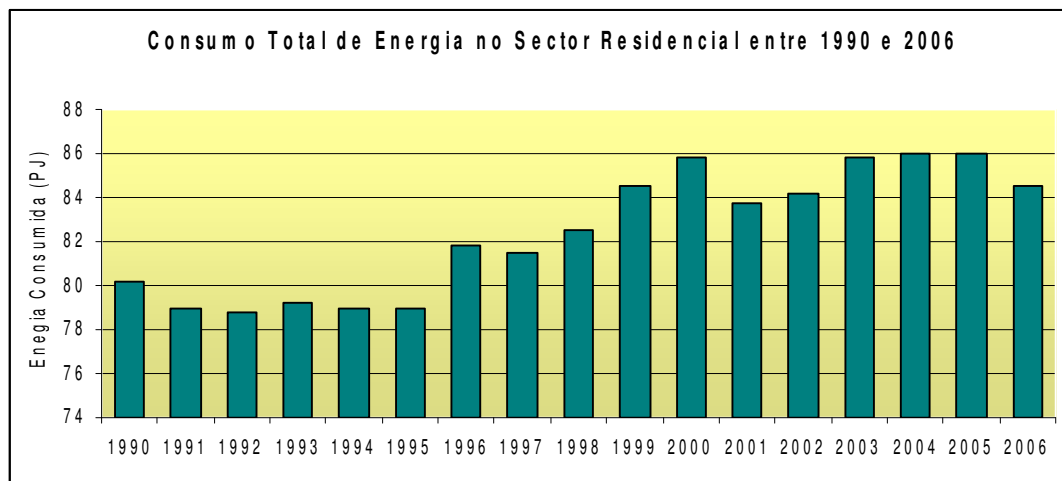


Figura 4.1 - Variação do consumo total de energia no sector residencial entre 1990 e 2006. (Ferreira *et al.*, 2008).

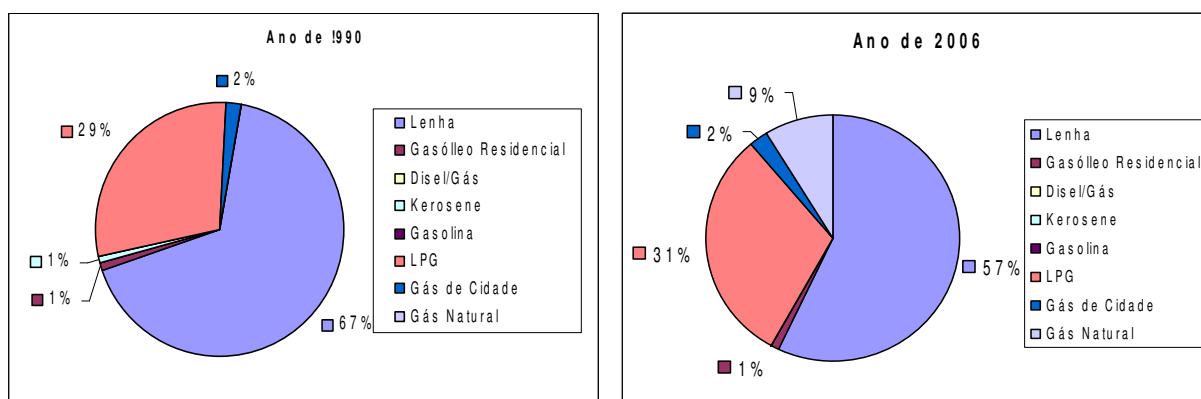


Figura 4.2 - Relação do consumo dos vários combustíveis no sector residencial entre 1990 e 2006 (Ferreira *et al.*, 2008).

Como se pode observar na figura 4.1, o consumo de energia a partir de equipamento de combustão aumentou progressivamente, durante este período de tempo, no sector residencial, desde 1990, nomeadamente entre os anos de 1995 e 2000, sendo que nos anos seguintes se manteve mais ou menos estável. Relativamente aos vários tipos de combustíveis verifica-se que o consumo de lenha apesar de ter diminuído entre 1990 e 2006 ocupa um importante papel no sector residencial respectivamente com um consumo de 67% e 57%, relativamente ao total de combustíveis utilizados neste sector.

4.1. Inquérito

O inquérito realizado no âmbito deste trabalho, foi efectuado conjuntamente com outro grupo de trabalho, que para além da caracterização dos diversos sistemas de aquecimento, visava também calcular a exposição a poluentes atmosféricos da população.

Nesta secção do inquérito desenvolvida no âmbito desta tese, foram incluídas questões para avaliar o comportamento das populações em relação ao aquecimento doméstico. Desta forma colocaram-se questões acerca do tipo de aquecimento utilizado (lareiras abertas ou fechadas, aquecimento central, ou outro); tipo de energia utilizada (lenha, gás, electricidade, gasóleo). Para os combustíveis lenha e gasóleo pretendeu-se também determinar a quantidade consumida por habitação e por Inverno. Questionou-se ainda nesta secção a taxa de utilização diária e semanal do aquecimento.

O inquérito foi colocado on-line entre os dias 10 de Janeiro e 11 de Fevereiro de 2008, na página do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) e no link enviado por e-mail pelo Presidente da Associação Nacional de Freguesias (ANAFRE), para todas as Juntas de Freguesia do país, de modo a serem preenchidos por um dos elementos de cada freguesia a fim de se obterem dados de todo país. Da mesma forma este link foi enviado por e-mail pelos vários elementos dos grupos de trabalho para as suas listas de contactos; solicitando-se que este fosse divulgado para outros contactos de modo a se obter o maior número de respostas possível.

4.1.1. Distribuição Geográfica do Inquérito

O inquérito foi aplicado a todo o território de Portugal, incluindo Açores e Madeira, sendo a população abrangida constituída exclusivamente por indivíduos com acesso à Internet e utilizadores de e-mail, com a excepção de uma pequena fracção de inquéritos (cerca de 50), que foram realizados por elementos do Instituto do Ambiente e Desenvolvimento (IDAD) aquando de medições da qualidade do ar no interior de habitações.

Na totalidade obtiveram-se 3305 respostas, depois de excluídas as não válidas, incluindo os Açores e a Madeira. Porém, por uma questão de especificidade de características

geográficas destas regiões, estas respostas foram retiradas deste estudo, tendo-se obtido, deste modo, 3149 respostas.

A distribuição geográfica da amostra não foi homogénea, como se pode verificar no mapa, estando assinaladas a vermelho as regiões com mais respostas e a azul-escuro as regiões que tiveram menos respostas. De notar que a região de Lisboa e Vale do Tejo registou o maior número de respostas, cerca de 27%, seguindo-se o Grande Porto com mais de 17% e a região do Baixo Vouga com valor semelhante. Estes resultados já eram de esperar no caso das duas primeiras regiões por serem as mais populosas a nível nacional. Para o caso do Baixo Vouga este resultado também já era de se esperar, uma vez que o inquérito teve origem nesta região e pelo facto de se terem conseguido muitas respostas através das listas de contactos de e-mail.

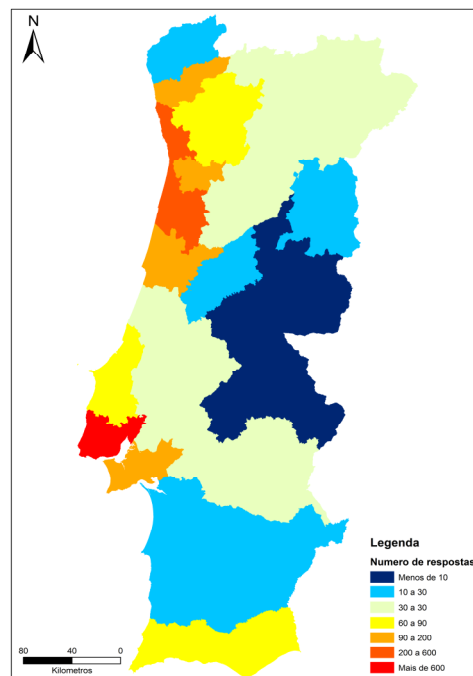
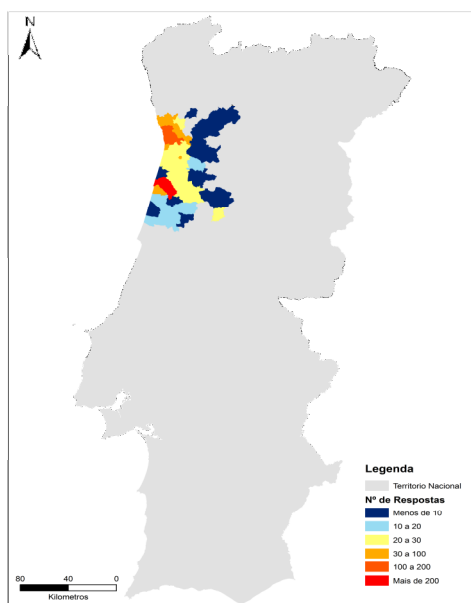


Figura 4.3 - Mapa com a distribuição geográfica dos inquéritos por NUTS.

Por outro lado, verificou-se que em muitas regiões o número de respostas é bastante reduzido, por exemplo a Beira Interior Norte e Sul, a Serra da Estrela, o Pinhal Interior Norte e Sul e também as regiões alentejanas. Este resultado pode ser explicado tanto por serem regiões com menor densidade populacional, e os seus habitantes não terem tanto acesso à internet, apesar de se terem enviado e-mails com o link do inquérito para todas as Juntas de Freguesia, bem como pelo facto de muitas das respostas terem sido distribuídos por contacto de mailing-list dos vários elementos do grupo de trabalho e estas regiões serem geograficamente mais afastadas (anexo A3).



Relativamente ao domínio, que inclui duas das unidades territoriais onde se obteve maior número de respostas, Grande Porto e Baixo Vouga, (lista de concelhos no anexo A3), como se pode verificar no mapa, o concelho de Aveiro foi o que registou maior número de respostas (356), seguidos do Porto e Vila Nova de Gaia, com 163 e 115 respostas, respectivamente. Por outro lado em concelhos como Murtosa, Arouca, Castelo de Paiva, Amarante e Marco de Canavezes, registaram-se menos de 10 respostas cada.

Figura 4.4 - Mapa com a distribuição geográfica dos inquéritos por NUTS.

4.1.2. Apresentação dos Resultados dos Inquéritos

Da análise global da secção dos inquéritos relativa aos sistemas de aquecimento pode verificar-se que 87,33% afirma que utiliza equipamento de aquecimento, como se pode verificar na tabela seguinte:

Tabela 4-1 - Relação de pessoas que utilizam equipamento de aquecimento em casa.

		Frequência	Percentagem
Utilizadores de Equipamento de Aquecimento	Sim	2750	87.33
	Não	367	11.65
	Total	3117	98.98
	Não Respondeu	32	1.02
Total		3149	100.00

Fazendo uma análise por Unidade Territoriais ou seja por NUTS III, (Nomenclaturas de Unidades Territoriais - para fins estatísticos), que designam as sub-regiões estatísticas em que se divide o território dos países da UE, incluindo o território português. De acordo

com o Regulamento (CE) n.º 1059/2003 do Parlamento Europeu e do Conselho de 26 de Maio de 2003, verifica-se que, em todas as regiões, o número de pessoas que afirma ter aquecimento em casa é superior a 80%, com excepção do Algarve. Conclui-se que para regiões como Serra da Estrela, Cova da Beira, Pinhal Interior Norte e Sul esse valor atinge os 100% (ver tabela anexo A4).

Dos vários tipos de aquecimento utilizados nas habitações, 35.98% usa lareiras; correspondendo a 16.62% a lareiras abertas e 19.66% a lareiras fechadas, e apenas 22.81% afirmam usar aquecimento central. Em contrapartida, 45.35% recorre a equipamentos como aquecedores, radiadores a óleo, etc.

Tabela 4-2 - Taxa de utilização dos vários tipos de equipamento de aquecimento.

		Percentagem
Equipamento de Aquecimento	Lareira Aberta	16.32
	Lareira Fechada	19.66
	Aquecimento Central	22.81
	Outro Tipo de Aquecimento	45.35

É de realçar que uma grande percentagem de pessoas que afirma usar mais que um tipo de equipamento de aquecimento, no Inverno, verificando-se o recurso de aquecedores/radiadores com lareiras abertas ou fechadas, sendo estes valores 25.88% e 22,78%, respectivamente. Já para o aquecimento central, o número de pessoas que afirma utilizar outro tipo de aquecimento desce substancialmente para os 6.41%.

Tabela 4-3 - Relação de pessoas que utilizam mais que um tipo de aquecimento por Inverno.

		Outro Tipo de Aquecimento
Equipamento de Aquecimento	Lareira Aberta	25.88
	Lareira Fechada	22.78
	Aquecimento Central	6.41

Relativamente aos vários tipos de equipamento de aquecimento verifica-se que para as vivendas predomina o uso das lareiras, abertas ou fechadas. No caso do aquecimento

central, existe uma ligeira predominância de utilização em apartamentos. Outros tipos de aquecimento (aquecedores, radiadores, etc.) são usados também principalmente em apartamentos.

Tabela 4-4 - Taxa de utilização dos vários tipos de equipamento de aquecimento em apartamentos e vivendas.

		Apartamento (%)	Vivenda (%)
Equipamento de Aquecimento	Lareira Aberta	28.60	71.40
	Lareira Fechada	38.90	61.10
	Aquecimento Central	52.45	47.55
	Outro Tipo de Aquecimento	72.33	27.67

No que diz respeito ao ano de construção, verifica-se que as habitações construídas até à década de 80, utilizavam predominantemente os radiadores e aquecedores eléctricos e a gás como equipamentos de aquecimento, seguindo-se as lareiras (abertas e fechadas), enquanto que a utilização do aquecimento central é bastante baixo. A partir da década de 90 verificou-se uma grande redução na taxa de utilização de aquecedores e radiadores e um significativo aumento na utilização do aquecimento central, principalmente nas habitações construídas após 2005, em que a sua utilização sobe praticamente até 50%. Neste período de tempo verifica-se um significativo aumento na taxa de utilização das lareiras fechadas, enquanto para as lareiras abertas o seu uso permanece mais ou menos constante. Verifica-se ainda que em variadíssimos casos são usados mais que um tipo de equipamento de aquecimento em simultâneo.

Tabela 4-5 - Taxa de utilização dos vários tipos de equipamento de aquecimento relativamente ao ano de construção das habitações.

		Ano de Construção				
		Antes de 1950	1950-1970	1970-1990	1990-2005	Depois de 2005
Equipamento de Aquecimento	Lareira Aberta	17.01	7.72	20.33	17.15	6.17
	Lareira Fechada	14.95	8.95	15.13	25.13	27.57
	Aquecimento Central	9.28	8.64	11.31	33.04	46.09
	Outro Tipo de Aquecimento	56.70	62.35	51.96	37.29	29.63

Segundo este inquérito, mais de 60% das pessoas afirma que utiliza o equipamento de aquecimento até 4 horas diárias e menos de 10% usa-o mais de 8 horas por dia. A excepção do aquecimento central em que apenas 51.90% afirma utilizar aquecimento até 4 horas e 12.80%. mais de 8 horas.

Tabela 4-6 - Número de horas diárias de utilização do equipamento de aquecimento.

		Horas Diárias		
		Menos de 4 horas	De 4 a 8 horas	Mais de 4 horas
Equipamento de Aquecimento	Lareira Aberta	60.69	32.06	7.26
	Lareira Fechada	63.44	31.55	5.01
	Aquecimento Central	51.75	35.67	12.57
	Outro Tipo de Aquecimento	63.72	26.99	9.30

No que diz respeito ao número de dias semanal em que o aquecimento é utilizado mais de 60% afirma que o faz 5 dias por semana e também aos sábados e domingo. Nesta questão podia-se escolher a hipótese, de um 1 dia, 2 e 5 dias e fins-de-semana, pelo que o mesmo inquirido tinha a possibilidade de escolher simultaneamente mais que uma hipótese ou seja, dias da semana e sábado e domingo, desta forma se explica valores tão elevados e o respectivo somatório superior a 100%.

É relativamente reduzido o número de pessoas que apenas liga o seu equipamento de aquecimento um dia por semana, menos de 8.00%.

Tabela 4-7 - Número de dias por semana em equipamento de aquecimento é utilizado.

		Dias por Semana				
		1 Dia	2 Dias	5 Dias	Sábados	Domingos
Equipamento de Aquecimento	Lareira Aberta	7.39	17.32	61.28	68.68	66.34
	Lareira Fechada	9.85	16.48	61.87	63.97	62.52
	Aquecimento Central	5.99	15.04	72.84	62.67	62.40
	Outro Tipo de Aquecimento	6.16	19.54	68.14	52.87	52.66

Um dos objectivos principais desta secção do inquérito era obter uma estimativa das quantidades de combustível utilizados, mais concretamente o gasóleo e a lenha. Na tabela seguinte pode ver-se que a electricidade é a forma de energia mais utilizada nos sistemas de aquecimento, 46.09%, logo seguido da lenha, com 35.98%, enquanto o gasóleo está ainda pouco implementado, como combustível para o aquecimento, estando presente apenas 5.43% dos casos. Nos outros tipos de aquecimento está praticamente incluído apenas o gás, sendo a sua taxa de utilização de 12.90%.

Tabela 4-8 - Percentagem de utilização de combustível nos equipamentos de aquecimento.

		Taxa de Utilização (%)
Combustível	Lenha	35.98
	Electricidade	46.09
	Gasóleo	5.43
	Outro Tipo de Combustível	12.60

De referir que 5.43% dos utilizadores de gasóleo, 63.29%, consome até 1000l/Inverno, contra 5.06% que consome mais de 2000l/Inverno.

Tabela 4-9 - Taxa de utilização do gasóleo.

		Gasóleo (%)
Quantidade Combustível	Até 1000L/Inverno	63.29
	1000 a 2000L/Inverno	31.65
	Mais de 2000L/Inverno	5.06

Na totalidade das pessoas que responderam usar lareira, 45.36%, possuem lareiras abertas e 54.63% lareiras fechadas, sendo que numa situação e noutra, mais de 80% dos seus utilizadores consomem até 2 ton/Inverno e apenas cerca de 2% consome mais de 4 ton/Inverno.

Tabela 4-10 - Percentagem de lareiras abertas e fechadas e respectivo consumo de lenha por Inverno.

		Quantidade de Lenha		
	Lareiras (%)	Até 2 ton/Inverno (%)	2 a 4 ton/Inverno (%)	Mais de 4 ton/Inverno (%)
Lareira Aberta	45.36	82.34	15.48	2.18
Lareira Fechada	54.69	85.45	13.04	1.51

Da análise dos inquéritos por NUTS III, verifica-se, como era de esperar pelos resultados globais, que o número de lareiras abertas e fechadas é bastante idêntico em todas as NUTS III, com supremacia, para a maior parte, para as lareiras abertas. De salientar que no Algarve o número de lareiras fechadas (86.67%) é muito superior ao das lareiras abertas (13.33%). O mesmo se refira para o consumo de lenha, em que na maior parte das regiões, mais de 80.00% das pessoas consome até 2 ton/Inverno e entre 10.00% e 20.00% afirma consumir de 2 a 4 toneladas de lenha por Inverno. No entanto, para as regiões do interior, como por exemplo Alto Trás-os-Montes, Serra da Estrela, Cova da Beira, Pinhal Interior Norte e Sul, e Alto e Baixo Alentejo, a percentagem de pessoas que consome até 2 ton/Inverno desce para os 70.00%, subindo a daquelas que consome de 2 a 4 ton/Inverno para os 25.00% a 30.00%. São poucas as regiões onde existe um consumo de lenha superior a 4 toneladas de lenha por Inverno. No entanto, em Trás-os-Montes esse consumo atinge 10.00% para lareiras abertas e 7.89% para lareiras fechadas (ver tabela no anexo A4).

Relativamente ao domínio de estudo, que inclui concelhos das NUTS III, Grande Porto, Entre Douro e Vouga, Baixo Vouga, Tâmega e Baixo Mondego, obteve-se a totalidade de 1235 inquéritos, ou seja, praticamente 40% do total. Desta forma, os resultados estatísticos são bastante aproximados dos resultados globais nomeadamente no que diz respeito à taxa de utilização de lareiras e respectivo consumo de lenha, uso diário e semanal dos equipamentos de aquecimento (ver tabela no anexo A7).

4.2. Análise da Significância Estatística

Recorrendo a métodos estatísticos de amostragem para verificar se uma amostra se ajusta apropriadamente a uma determinada distribuição teórica. O objectivo é conhecer o valor aproximado (valor que resulta dessa variável numa amostra da população) e os limites do erro (diferença aceitável entre o valor estimado de uma variável, determinada a partir da amostra e o valor exacto que a variável tem na população – são valores acima e abaixo do valor aproximado determinado, que definem uma área na qual se crê que o valor exacto se situa) que lhe está associado.

O erro é medido pelos desvios padrões na tabela da lei normal, geralmente com níveis de confiança de 95% e 99%. Para um nível de confiança de 95% (utilizado neste estudo) corresponde a que em 100 medições, 95 se encontrem dentro dos limites do erro. Representa um nível de certeza significativo.

Seria impossível construir um intervalo de 100% de confiança a menos que se medisse toda a população.

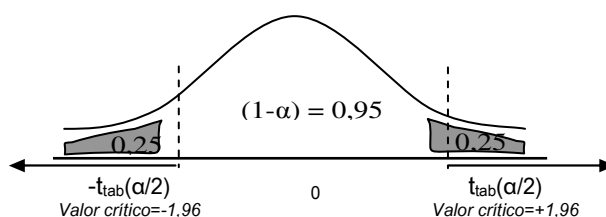


Figura 4.4 - Gráfico da distribuição t-student.

Para um grau de confiança especificado espera-se um intervalo tão pequeno quanto possível. É tamanho da amostra que determina a amplitude do intervalo. Como para tais intervalos não se sabe o verdadeiro desvio padrão populacional (σ) e como a amostra é grande ($n > 30$), o desvio padrão da amostra s será uma estimativa de σ . O erro da

amostra foi determinado aplicando uma função log-normal, para um nível de confiança de 95% seguindo uma distribuição de t-student, sendo que para populações finitas temos uma correcção para a população (expressão aproximada).

$$n = \frac{N \times n_0}{N + n_0} \quad (\text{Eq 4.1})$$

Em que:

N = População

n = total amostra

e o erro pode ser determinado por

$$e = z \times \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \quad (\text{Eq 4.2})$$

Desta forma obtiveram-se os seguintes valores estatísticos para o inquérito a nível nacional e para o domínio:

Tabela 4-11 - Parâmetros estatísticos para a amostra nacional.

Amostra	Habitantes	Nº respostas	Representatividade %	Erro
Total	10 356 117	3149	0.0304	1.75 %.

Tabela 4-12 - Parâmetros estatísticos para a amostra do domínio Aveiro - Porto.

Domínio	hab/ domínio	nº de respostas	representatividade %	Erro
Aveiro Porto	2328808	1245	0.0534	2.77%.

4.3. Cálculo do Consumo de Lenha

A partir dos dados dos inquéritos foi possível obter uma estimativa dos vários tipos de aquecimento existentes e da respectiva forma de utilização. Extrapolaram-se estes resultados para os dados dos Censos 2001, do INE, para se chegar a uma caracterização a nível nacional.

Dos Censos 2001 é possível obter dados sobre sistemas de aquecimento disponível, aquecimento central; lareira; aparelhos fixos (na parede, fogões, etc.); aparelhos móveis (eléctricos, ou a gás, etc.) e sem aquecimento, por alojamento; por agregado familiar e por pessoas residentes.

No tipo de aquecimento por alojamento estão incluídos os seguintes tipos de alojamento: como residência habitual em edifícios principalmente residenciais (exclusivamente residencial, parcialmente residencial, com 2 alojamentos, com 3 ou mais alojamentos, edifícios principalmente não residenciais); alojamentos não clássicos (barracas e outros). Estes dados estão disponíveis por NUTS II (Norte, Centro, Lisboa, Alentejo e Algarve), por NUTS III (aglomerados de concelhos), e por concelhos.

Inicialmente os inquéritos foram tratados de uma forma global. No entanto, para determinar a contribuição da combustão doméstica (lareiras) para a qualidade do ar, utilizando o Modelo CHIMERE, procedeu-se à obtenção do número de lareiras (abertas e fechadas) e respectivos consumos de lenha para todos os concelhos a nível nacional. Dado que não se colheram respostas para todos os concelhos, prosseguiu-se com o tratamento estatístico dos inquéritos por NUTS III e, nos casos em que as respostas foram bastante reduzidas para permitir um tratamento estatístico fidedigno, recorreu-se ainda à junção das seguintes NUTS III com características geográficas idênticas:

- Minho – Lima e Cávado;
- Pinhal Litoral – Oeste;
- Península de Setúbal e Alentejo Litoral;
- Pinhal Interior Norte – Pinhal Interior Sul;
- Serra da Estrela, Beira Interior Norte, Beira Interior Sul e Cova da Beira;
- Alto Alentejo, Alentejo Central e Baixo Alentejo.

Como já foi referido, um dos objectivos deste inquérito foi a determinação de uma estimativa do consumo de lenha. No tratamento destes dados foi considerado que para as hipóteses até 2 ton/Inverno e de 2 a 4 ton/Inverno, que o consumo era o limite máximo e para a última hipótese mais de 4 ton/Inverno o consumo foi de 5 ton/Inverno. Dos valores obtidos por NUTS III para lareiras abertas e fechadas e como consumo de lenha por Inverno foram extrapolados para os respectivos concelhos.

4.4. Factores de Emissão

Os factores de emissão são um instrumento fundamental para se obter uma estimativa de emissões de poluentes atmosféricos, para a elaborar inventários nacionais ou regionais de emissões e consequentemente para a definição de estratégias e políticas de gestão da qualidade do ar. Contudo, a obtenção de factores de emissão está dependente de algumas variáveis tais como a quantidade de emissões libertadas e número de testes realizados. A recolha de parâmetros para o cálculo de factores de emissão deve ser acompanhada pela recolha de dados suficientes para se caracterizar com rigor uma dada fonte de emissão, incluindo também dados para se determinar a incerteza associada a esse factor. A fim de se atingir este objectivo torna-se necessário realizar um número suficiente de ensaios que se deverão fazer acompanhar de dados específicos para a sua fonte de emissão. A lista seguinte engloba dados necessários para caracterizar uma fonte de emissão:

- ◆ nome ou descrição do processo;
- ◆ descrição do tipo de combustível;
- ◆ unidades de capacidade, taxa de funcionamento e caudal durante o ensaio;
- ◆ descrição dos dispositivos de controlo e os seus parâmetros operacionais;
- ◆ idade das instalações e dos dispositivos de comando;
- ◆ data e descrição da última manutenção;
- ◆ descrição de qualquer factor que afecte as emissões durante o processo de medição;
- ◆ poluentes testados e métodos usados;
- ◆ eventuais irregularidades e/ou desvios nos procedimentos de ensaio;
- ◆ número e duração do ensaio executado.

Os factores de emissão são geralmente expressos como o peso do poluente emitido, dividido por uma unidade de peso, volume, distância, ou a duração da actividade emissora do poluente (por exemplo. kg de partículas emitidas por tonelada de carvão queimado).

Os Factores de emissão são usados para estimar uma fonte de emissões podendo-se considerar a seguinte equação geral (EPA,1997):

$$E = A \times EF \times [1 - (ER/100)]$$

em que:

E = emissões.

A = taxa de actividade.

EF = factor de emissão.

ER = eficiência global de redução das emissões. %. (ER é o produto do dispositivo de comando destruição ou remoção eficiência e da captura eficiência do sistema de controlo).

Ao estimar as emissões durante um longo período de tempo, por exemplo, um ano, deve-se ter em atenção o tipo de dispositivo, a sua eficiência; e as medições devem ser efectuadas de uma forma rotineira e em condições o mais próximos do real possível. Na maioria dos casos, estas emissões são simplesmente as médias dos dados disponíveis de qualidade aceitável, sendo geralmente contabilizadas uma vez que são representativas de médias de longo prazo para todas as instalações na categoria de fonte.

Em 1972, a EPA, publicou uma compilação de factores de emissão de poluentes atmosféricos, "*Compilation of Air Pollutant Emission Factors*" (AP-42), que continha factores de emissão para o sector industrial. Já no início da década de 90 foi publicado uma compilação para factores de emissão relativos à combustão doméstica (lareiras e fogões), onde foram incluídos poluentes como CO₂, CO, SO_x, NO_x e partículas. Para as PM₁₀ obteve-se um factor de emissão de 34.6 lb/ton ou 17.3 (g/kg).

A nível Europeu também foi criado o projecto designado por *Co-ordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories Projections and Guidance* (CEPMEIP), que disponibiliza uma base de dados de factores de emissão para partículas, em diversas actividades, incluindo também equipamentos de combustão, provenientes do sector residencial, comercial e institucional; para o combustível madeira ou resíduos de madeira, especificamente para lareiras e fogões domésticos, embora não possua actualizados, factores de emissão para este tipo de combustível.

Relativamente aos factores de emissão para partículas, torna-se bastante incerto fazer uma estimativa de valores standard, para lareiras abertas, fechadas, fogões ou qualquer outro tipo de equipamento de aquecimento que utilize lenha como combustível, visto que estes estão dependentes das condições de combustão e da tecnologia usada. De entre os factores podem destacar-se:

- ◆ a quantificação exacta de lenha que se gasta no sector doméstico, nomeadamente a que não entra nos circuitos legais de comercialização;
- ◆ a existência de diversos tipos de equipamento que consomem lenha, sobretudo, no sector doméstico, como, por exemplo, lareiras abertas ou fechadas, fogões, caldeiras, salamandras, etc.
- ◆ a madeira utilizada na combustão doméstica é proveniente de variadíssimas origens, a bibliografia sugere que há uma grande dependência entre as emissões de partículas e a origem da madeira;
- ◆ a existência de vários tipos de chaminés com diversos níveis de eficiência;
- ◆ a variação de condições químicas entre as diversas habitações.

Cada um destes parâmetros tem um impacto muito significativo nas condições de combustão, influenciando assim as emissões.

Até agora um pequeno número de medições tem sido utilizado num grande e diversificado tipo de aparelhos. As mais antigas medições reportam a estudos da EPA, embora nem sempre sejam representativos e apropriados às condições europeias, uma vez que existem diversas diferenças na performance dos equipamentos, quanto às emissões de partículas.

Outro aspecto muito importante, nas emissões de partículas provenientes da combustão doméstica de madeira, é a distribuição dos tamanhos das partículas. Muitos estudos indicam que 95% desta massa particulada é constituída por partículas finas, podendo provocar efeitos negativos na saúde humana.

Como tem vindo a ser referido, a determinação de factores de emissão para as partículas é bastante importante, dado que é um parâmetro fundamental na estimativa de valores das emissões. Num estudo apresentado por C. Sternhufvud *et al.*, 2004, para quatro países nórdicos (Suécia, Noruega, Finlândia e Dinamarca) são mostrados factores de emissão, para fogões e caldeiras a lenha, utilizados nos Inventários Nacionais de Emissões para os respectivos países em 2000.

Tabela 4-13 - Factores de Emissão para fogões e caldeiras a lenha usados para o Inventário Nacional de Emissões 2000 (mg.MJ⁻¹).

	Dinamarca		Finlândia		Noruega		Suécia	
	FE	Ref.	FE	Ref.	FE	Ref.	FE	Ref.
TSP	150	1	400	2	1932	4.5	650	6
PM ₁₀	143	1	400	3	1932	4.5	590	6
PM _{2.5}	135	1	384	3	-	-	520	6

1. TNO. 2003. 2. Statistics Finland. 2001 (estimation of emission factor based on literature). 3. The PM₁₀/TSP and PM_{2.5}/TSP fractions are taken from Karvosenoja 2001. 4. Gisle Haakonsen and Eli Kvingedal. 2001. 5. Average value for traditional stoves, new stoves and fireplaces. 6. Expert judgement based on ongoing measurement project in Sternhufvud et al 2004

Relativamente aos factores de emissão, determinados para a Dinamarca, foram obtidos por medições em laboratórios. Nestas medições, o consumo médio é de cerca de 1.6 kg/h sendo usado uma média estimada de factores de emissão de 30 mg PST/MJ. Os fogões testados são certificados pelo Instituto Tecnológico Dinamarquês.

Para o caso da Finlândia, as emissões de partículas são provenientes de pequenas caldeiras e fogões tendo sido medidos há já algum tempo (1990), sendo que as emissões apresentavam uma grande variabilidade devido a diversos problemas tecnológicos com os aparelhos de medição.

As medições norueguesas evidenciam que as emissões de partículas são muito elevadas, estando dependentes do consumo de lenha por hora. A figura seguinte mostra as emissões de PM para vários tipos de equipamentos de aquecimento em função de um consumo médio de lenha. Pode verificar-se que as emissões aumentam drasticamente quando o consumo de lenha diminui e também que as emissões são significativamente baixas para fogões testados em laboratórios e para fogões catalíticos. Investigações demonstram que o consumo de 1.00 a 1.25 kg/h resultam numa emissão de partículas suspensas totais de cerca de 40 kg/ton de lenha, para fogões convencionais ou 2.105 mg/MJ assumindo um poder calorífico de 19 GJ/ton. A média de factores de emissão para PM₁₀ é de 1932 mg/MJ para equipamentos antigos, enquanto que (Haakonsen and Kvingedal (2001) in C. Sternhufvud 2004) recomenda a utilização de factores de emissão de 42 mg/MJ para equipamentos de aquecimento modernos.

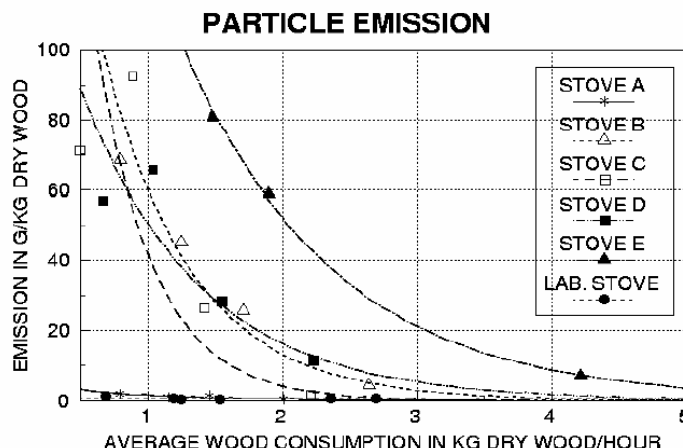


Figura 4.5 – Emissões de PM de fogões a lenha. Relação entre o consumo de lenha. A – fogões catalíticos; B-D – fogões antigos; E – lareiras abertas (Haakonsen and Kvingedal (2001) in C. Sternhufvud 2004).

Para a Suécia, os factores de emissão apresentados na tabela anterior, foram determinados para serem usados no cálculo das emissões para o projecto UNECE/EMEP. Estes factores de emissão basearam-se em medições realizadas em diferentes tipos de equipamentos de aquecimento a lenha e de igual forma em aparelhos modernos ou mais antigos.

A comparação dos factores de emissão de combustão para a madeira, utilizada nos relatórios oficiais dos países nórdicos, revela uma faixa de 150 a 1932 mg/MJ para PST, indicando que existe uma grande variabilidade de ordem de grandeza. Uma série similar não seria coerente para $PM_{2.5}$ pois não existe qualquer valor para a Noruega, mas o intervalo 135-520 mg /MJ pode dar uma ideia sobre a variabilidade. No entanto, o menor valor para a PST (150 mg / MJ) foi baseado num padrão de recomendação. Os factores de emissão baseados em medições na Finlândia e na Suécia e os factores de emissão oficial norueguês indicam que o erro é muito baixo, pelo menos para os países nórdicos. Novos estudos dos factores de emissão para a combustão de madeira em instalações residenciais são importantes, a fim de melhorar a qualidade dos inventários para as emissões de partículas.

O inventário Dinamarquês de emissões de 2002, relativo a dados de 2000 e apresentado à UNECE *Long-Range Transboundary Air Pollution (LRTAP) Convention*, incluiu, para a combustão doméstica, valores para as partículas suspensas totais. PM_{10} e $PM_{2.5}$ e foi considerado uma versão, provisória baseada em dados de actividade e factores de emissão disponíveis nessa data. O inventário foi baseado no consumo total de madeira no sector residencial, fornecido pela Autoridade de Energia Dinamarquês, sendo

recomendado pelo CEPMEIP, 2002, o uso de factores de 150 gPST/GJ. Através de uma consulta bibliográfica realizada por Nielsen *et al.*, 2003, verifica-se uma grande variação de factores de emissão para as PM, observando-se um intervalo de 100 a 2000 g/GJ, considerando-se, deste modo, que a exactidão do inventário provisório para a combustão residencial de madeira foi bastante baixa. As emissões de PST, PM₁₀ e PM_{2.5} para a queima de lenha em habitações no ano 2002, foi estimada em 2214 toneladas, 2111 toneladas e 1993 toneladas, respectivamente (Illerup *et al.*, 2004 in Sternhufvud *et al.*, 2004).

Num projecto para redução das emissões de partículas para os quatro países nórdicos, já referidos, foram realizadas medições e investigações para determinar factores de emissão e diferentes tecnologias e posteriormente comparadas entre si. Através dessa comparação foram atribuídos factores de emissão para matéria particulada, nos mais relevantes equipamentos de aquecimento.

Tabela 4-14 - Factores de Emissão para partículas usados no inventário dinamarquês (g.GJ⁻¹).

	TSP	PM ₁₀	PM _{2.5}	Referência
Fogões antigos	1100	1045	990	A
Fogões modernos	640	608	576	B
Caldeiras antigas	900	855	810	C
Caldeiras de Pellets	35	33	32	C
Caldeiras com tanques acumuladores	95	90	86	C

a) Haakonsen. G..Kvingedal. E. (2001).b) Karlsvik. E. (2004).c) Johansson. L.. Gustavsson. L. Tullin. C. and D. Cooper 2003 in Illerup *et al*/2004)

Os factores de emissão para as PM_{2.5}, relativos a fogões antigos, foram baseados em testes realizados na Noruega em vários tipos de fogões, assumindo um dado consumo de lenha, enquanto para os fogões modernos, os factores de emissão foram estimados assumindo-se um valor limite de emissões de 10 g/kg. Para as caldeiras, os factores de emissão basearam-se em medições realizadas na Suécia, verificando-se que as emissões de material particulado são bastante mais baixas no caso de caldeiras equipadas com tanques acumuladores, uma vez que este dispositivo permite uma maior eficiência na queima, do que no caso das caldeiras sem este dispositivo instalado.

A partir dos factores de emissão apresentados na tabela anterior e do consumo anual de lenha formam estimados factores de emissão para a combustão doméstica de madeira na Dinamarca.

Tabela 4-15 - Factores de Emissão para a combustão residencial de madeira na Dinamarca (g.GJ^{-1}).

	2000	2001	2002	2003
PST	807	743	720	715
PM_{10}	767	706	684	679
$\text{PM}_{2.5}$	726	669	648	643

Da consulta bibliográfica é possível obter diversos factores de emissão tanto para PM_{10} como para $\text{PM}_{2.5}$. Num estudo realizado na região italiana de Lombardy, que visava estudar o efeito da combustão doméstica nas emissões de partículas, foi utilizado um valor médio de factores de emissão de PM_{10} em diversos tipos de equipamentos.

Tabela 4-16 - Factores de emissão para diversos tipos de equipamentos de aquecimento (g.GJ^{-1})

Tipo de equipamento	PM_{10}
Lareiras abertas	500
Fogões tradicionais ou lareiras fechadas	250
Sistemas inovadores com baixa emissão ou caldeiras	150
Sistemas de aquecimento a lenha	50
Média	351

Os factores de emissão usados para o cálculo das emissões na combustão doméstica, e já apresentados, resultaram de uma compilação realizada por CITEPA *Center Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique* (CITEPA).

Nos testes realizados para determinar as emissões de partículas, no caso das lareiras e fogões, não se procedeu à instalação de qualquer tipo de controlo, enquanto para os outros equipamentos, se introduziram progressivamente dispositivos de redução de emissões:

Teste 1 – substituição por fogões modernos não-catalítica com uma eficiência de 63%;

Teste 2 – substituição por fogões modernos com uma eficiência de 65%;

Teste 3 – fogões sem inserção de um sistema catalítico com eficiência de 44%;

Teste 4 – fogões sem inserção de um sistema catalítico com eficiência de 47%.

Tabela 4-17 - Factores de Emissão para vários tipos de equipamento de aquecimentos (t.PJ⁻¹).

País	Tipo de Equipamentos	PM ₁₀	PM _{2.5}
França	Lareiras sem controlo	288	279
	Lareiras sem <i>catalisador</i>	161.28	156.24
	Lareiras com <i>catalisador inserido</i>	152.6	147.87
	Fogões sem controlo	192	186
	Fogões modernos <i>não catalíticos</i>	71.04	68.82
	Fogões modernos com <i>catalisador inserido</i>	67.2	65.1
Alemanha	Lareiras sem controlo	79.68	77.19
	Lareiras sem <i>catalisador</i>	44.62	43.23
	Lareiras com <i>catalisador inserido</i>	42.23	40.91
	Fogões sem controlo	69.12	66.96
	Fogões modernos <i>não catalíticos</i>	25.57	24.78
	Fogões modernos com <i>catalisador inserido</i>	24.19	23.44
Hungria	Lareiras sem controlo	288	279
	Lareiras sem <i>catalisador</i>	161.2	56.24
	Lareiras com <i>catalisador inserido</i>	152.64	147.87
	Fogões sem controlo	288	279
	Fogões modernos <i>não catalíticos</i>	106.56	103.23
	Fogões modernos com <i>catalisador inserido</i>	100.8	97.65

Como se pode verificar existe uma clara diminuição nos valores de factores de emissão entre equipamentos sem qualquer tipo de controlo e os modernos e com sistemas de redução de emissões inseridos.

No inventário de emissões apresentado pela Agência Europeia para Ambiente (EEA) relativa ao ano de 2006, são apresentados diversos factores de emissão:

Tabela 4-18 - Factores de emissão para vários tipos de equipamento (g.GJ⁻¹).

Sector/ Equipamentos		PST	PM ₁₀	PM _{2.5}
Residencial		730	695.3	694.6
Lareiras		900	860	850
Fogões Domésticos		850	810	810
Caldeiras com capacidade inferior a 50 KW		500	475	475
Caldeiras com capacidade ente 50 KW e 1 MW		250	240	240
Caldeiras com capacidade ente 1 KW e 1 MWt		70	67	65
Equipamentos a carvão de combustão avançada de capacidade <1 MWt	Fogões Modernos	250	240	220
	Caldeira Manual	150	140	130
	Caldeira Automática	80	76	72
Equipamentos a madeira de combustão avançada de capacidade <1 MWt	Lareiras Modernas	250	240	240
	Fogões Modernos	250	240	240
	Fogões de pellets	80	76	76
	Caldeiras Manuais	80	76	76
	Caldeiras Automáticas	70	66	66

Dos factores de emissão que é possível encontrar na bibliografia, poderá constatar-se que existe uma enorme diversidade de factores, podendo variar de uma escala de dezenas (g/GJ) até ao milhar. Sendo mais ou menos consensual que equipamentos modernos ou sujeitos a processos de certificação laboratorial, para redução de emissões ou equipados com sistemas de redução de emissões, apresentam valores para factores de emissão bastante mais baixos que os equipamentos mais antigos.

Relacionando os vários tipos de equipamentos que são utilizados para aquecimento doméstico, observa-se que as lareiras abertas apresentam valores mais elevados para os factores de emissão comparativamente ao que se verifica com lareiras fechadas, fogões ou caldeiras domésticas, o mesmo acontece para o tipo de combustível sólido em que as pellets apresentam factores de emissão mais baixos.

No âmbito deste trabalho foram utilizados, para a determinação das emissões de partículas, provenientes do sector doméstico, os seguintes factores de emissão:

Tabela 4-19 - Factores de emissão para PM₁₀ e PM_{2.5} em lareiras abertas e fechada.

FE (PM ₁₀)		FE (PM _{2.5})	
Lareiras abertas	Lareiras fechadas	Lareiras abertas	Lareiras fechadas
2.88E-07 kg.KJ ⁻¹	1.92E-07 kg.KJ ⁻¹	2.79E-07 kg.KJ ⁻¹	1.86E-07 kg.KJ ⁻¹

De entre os vários critérios que estiveram presentes na tomada de decisão para a selecção destes factores de emissão estiveram:

- ◆ a proximidade geográfica; os factores de emissão foram determinados para a França;
- ◆ como foi já referido, a maior parte dos estudos são referentes a países nórdicos que possuem características geográficas e climatológicas bem distintas das que se observam em Portugal;
- ◆ os equipamentos de aquecimento referidos estão mais ou menos em consonância dos que são utilizados em Portugal, ou seja, sem qualquer dispositivo de controlo de emissões de poluentes e mais concretamente de material particulado;
- ◆ no mesmo estudo são apresentados valores para factores de emissão tanto para PM₁₀ como para PM_{2.5};
- ◆ o estudo que faz a compilação destes factores de emissão é relativamente recente (ano de 2005);
- ◆ através de uma análise aos diversos factores de emissão apresentados, os seleccionados são mais ou menos valores médios, embora não tenha sido calculado um valor médio exacto.

Para as lareiras fechadas os factores de emissão assumidos, foram os de fogões sem controlo, visto serem equipamentos como estrutura semelhante, ou seja com porta de vidro a tapar a câmara de combustão e na grande maioria têm associado um recuperador de calor. Este equipamento que aplicado numa lareira permite um melhor controlo da queima e um aproveitamento da energia libertada, originando uma chama suave e controlada, permitindo uma poupança de energia e consequentemente uma redução do consumo de lenha.

4.5. Determinação das Emissões de Partículas

A partir das quantidades de lenha consumida por Inverno e por habitação, determinou-se a emissão de partículas PM_{10} e $PM_{2.5}$, utilizando, para isso, a seguinte fórmula:

$$\text{Emissões} = \text{Consumo de Lenha/ Inverno} * \text{Factor de Emissão} * \text{Poder Calorífico}$$

em que:

Emissões de PM_{10} e $PM_{2.5}$ (kg)

Consumo de lenha (kg)

Poder Calorífico ($KJ.kg^{-1}$), para esta unidade foi utilizado o poder calorífico médio da madeira, ou seja, $4550 Kcal.kg^{-1} = 19 MJ.kg^{-1} = 19000 KJ.kg^{-1}$. (Sternhufvud *et al.*, 2004. Quirino *et al.*, 2005); no segundo estudo são referidos poderes caloríficos para várias árvores, no entanto teve-se em consideração o valor médio para o pinheiro e eucalipto, tendo em consideração que estas espécies se encontram distribuídas com bastante abundância por todo país.

Factor de Emissão ($kg.KJ^{-1}$)

De forma a se obter uma distribuição geográfica das emissões estas foram calculadas atendendo à área de cada concelho

$$\text{Emissões por concelho} = (\text{Emissões} / \text{área do concelho}) * 10000 \text{ (ton.Km}^2\text{:ano)}$$

Os mapas seguintes representam as emissões para o sector doméstico obtidas respectivamente a partir do consumo de lenha estimados através dos inquéritos realizados; as obtidas pelo Inventário Nacional de Emissões 2008

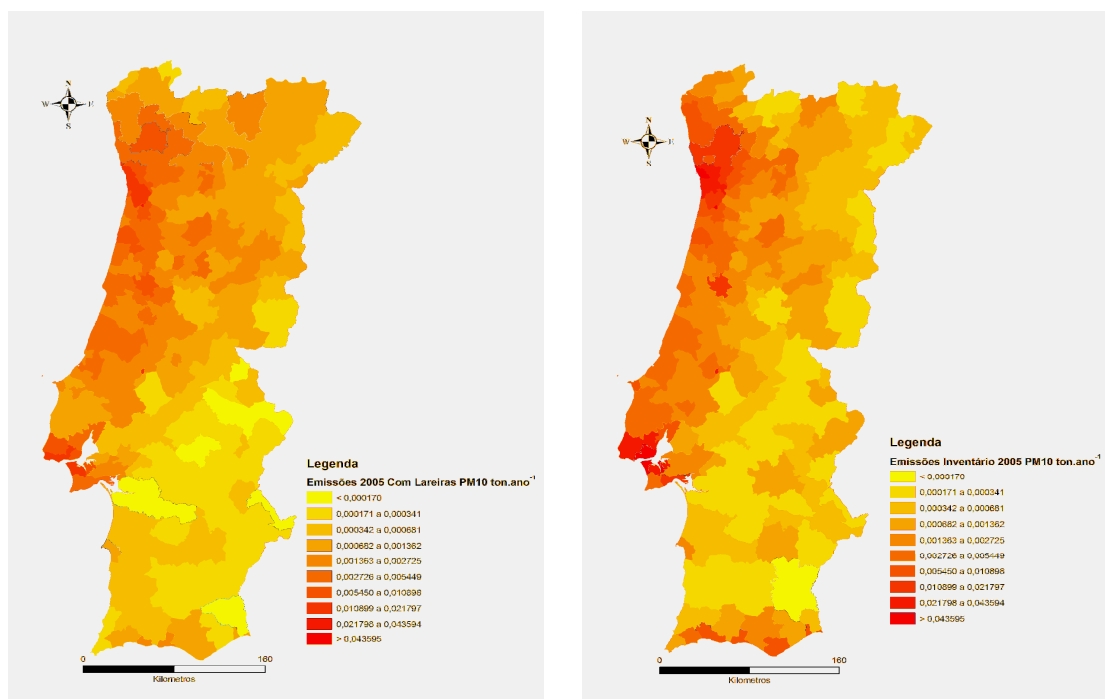


Figura 4.5 - Emissões de PM₁₀. (ton.Km⁻² ano) para o cenário dos inquéritos, cenário base inventários e cenário sem lareiras respectivamente, para o domínio Portugal.

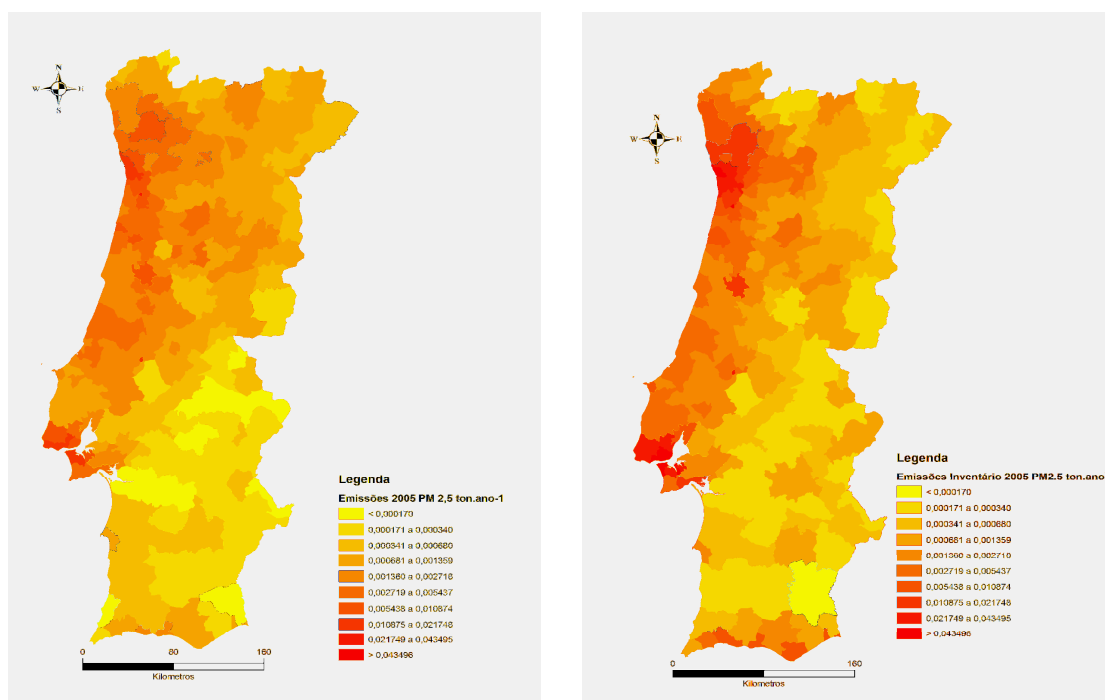


Figura 4.5 - Emissões de PM_{2,5}. (ton.Km⁻² ano) para o cenário dos inquéritos, cenário base inventários e cenário sem lareiras respectivamente, para o domínio Portugal.

As emissões tanto de PM_{10} como de $PM_{2.5}$ são, como seria de esperar, mais elevadas em toda a faixa litoral desde Viana do Castelo até à Península de Setúbal, correspondendo à zona geográfica onde se concentra 80% da população.

Comparando as emissões obtidas pelo inquérito, obtiveram-se valores para as emissões mais baixos na zona litoral e zonas urbanas, nomeadamente na área metropolitana do Grande Porto, onde se evidenciam as maiores diferenças e também na Região de Lisboa. Para toda a faixa interior, desde Bragança até Castelo Branco as emissões obtidas através do inquérito são também superiores, o mesmo já não sucede para regiões do Alentejo e Algarve onde as emissões são globalmente mais elevadas para o cenário inventário. Estas evidências podem ser explicadas pela metodologia utilizada no âmbito deste trabalho em que se teve em consideração o número de lareiras (abertas e fechadas), por concelho e também o consumo de lenha por alojamento, o que pode explicar os valores mais elevados para as emissões no interior do país.

As emissões para este sector possuem características muito particulares, visto que variam de região para região, de meios rurais e urbanos e ainda o tipo de combustível sólido/biomassa consumida. Adicionalmente ainda há que ter em consideração o sector do comércio que também pode contribuir significativamente para estas emissões.

Outros factores deverão ser tidos em consideração, podendo ser obtidos através dos Censos, como por exemplo o número de pessoas residentes, área da habitação, tipo de construção (vivenda, apartamento), ano de construção da habitação, a existência de aquecimento central. Um outro factor muito importante a considerar é a variação do tempo meteorológico, que pode variar acentuadamente de região para região e de ano para ano.

5. Influência da Combustão Doméstica na Qualidade do Ar

5.1. Modelação da Qualidade do Ar

O sistema de modelos escolhido para estudar a influência da combustão doméstica na qualidade do ar, consiste no modelo meteorológico de mesoscala MM5 do NCAR (*National Center for Atmospheric Research*) (Dudhia, 1993) e no modelo químico de transporte (multi-escala) CHIMERE, concebido e desenvolvido para simular a qualidade do ar quer em termos de fotoquímica quer da química de aerossóis (Schmidt *et al.*, 2001; Vautard *et al.*, 2001; Bessagnet *et al.*, 2004).

Na figura seguinte apresenta-se de uma forma esquemática o sistema de modelos utilizado neste estudo, com um módulo de aerossóis incorporado. Os parâmetros de entrada necessários ao modelo químico CHIMERE são: a caracterização geomorfológica da região (topografia e uso do solo); e informação meteorológica, dados detalhados de emissões (espacial e temporalmente) e condições fronteira.

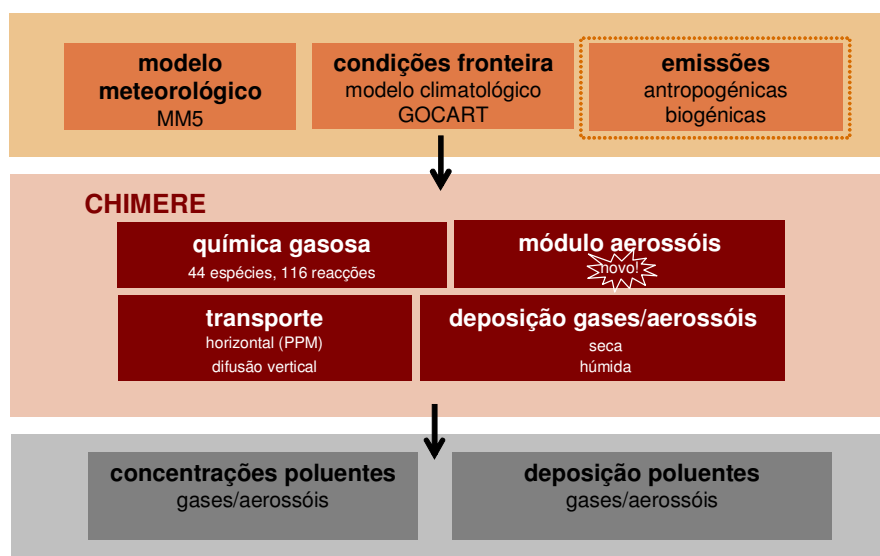


Figura 5.1 - Representação esquemática do modelo meteorológico de mesoscala MM5 do NCAR.

5.1.1. Meteorologia

Os dados meteorológicos são obtidos através do modelo meteorológico MM5 (URL 3). Estes dados compreendem os campos tridimensionais (3D) da velocidade e direcção de vento, temperatura e humidade específica e as variáveis 2D que correspondem à quantidade de precipitação, fluxos de calor e humidade, à temperatura e pressão superficial e cobertura nebulosa.

5.1.2. Modelo Químico CHIMERE

O modelo CHIMERE simula os campos de concentração e deposição de poluentes tendo por base a solução *Euleriana* da equação da continuidade, usando um conjunto de pré e pós-processadores de dados de entrada e saída. A versão do modelo usada inclui a química do enxofre em fase aquosa, a química dos aerossóis secundários e as reacções químicas heterogéneas do HONO e nitrato (Hodzic *et al.*, 2005). Neste módulo químico a população de partículas de aerossóis é representada por uma formulação sectorial, que assume uma distribuição discreta em 6 tamanhos de diâmetro (desde 10 μm a 40 μm) e considera as partículas com a mesma secção totalmente misturadas. As partículas novas

são formadas por nucleação do H_2SO_4 (Kulmala *et al.*, 1998) e crescem devido a processos de coagulação e condensação de espécies semi-voláteis. A remoção dá-se por deposição seca (Seinfeld e Pandis, 1998) e húmida (Guelle *et al.*, 1998; Tsyro, 2002). Em relação às condições fronteira, são usadas as médias mensais do modelo GOCART (Ginoux *et al.*, 2001) para a simulação à escala continental. O contributo de PM devido à erosão do solo é considerado pelo modelo usando a formulação de Vautard *et al.*, (2004). A ressuspensão não foi tida em consideração devido à elevada incerteza que lhe está associada. Este módulo considera tanto as espécies inorgânicas, como orgânicas, de origem primária e secundária, tal como matéria particulada primária, sulfatos, nitratos, amónia, espécies orgânicas secundárias (SOA) e água.

5.1.3. Emissões

O modelo químico CHIMERE foi criado de modo a poder usar emissões dos poluentes fundamentais (NO_x , COVNM, CO, SO_2 , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ e NH_3), divididas pelas 10 categorias de actividades SNAP (Vestreng *et al.*, 2005), nomeadamente: combustão residencial e industrial, produção de energia; transportes rodoviários, etc. Estas emissões anuais são então processadas de forma a efectuar a sua desagregação temporal, com base em perfis típicos mensais, semanais e diários, definidos no projecto GENEMIS (1994) e adaptados ao caso português (Monteiro *et al.*, 2007).

Os COVNM são diferenciados em 227 espécies individuais, de acordo com Passant (2002). As emissões das grandes fontes emissoras foram obtidas através dos dados de autocontrolo das próprias empresas. Relativamente às emissões biogénicas, o modelo considera emissões de isopreno e terpenos, as quais foram estimadas com base na metodologia descrita em Schmidt *et al.* (2001). Para além destas, consideram-se as emissões biogénicas associadas aos solos fertilizados, estimadas com base na metodologia proposta por Stohl *et al.* (1996).

As fontes de inventários utilizadas foram, à escala europeia, o inventário de emissões do Programa EMEP (*Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe*) relativo ao ano de 2003. Para o domínio de Portugal Continental, e pelas unidades territoriais de Grande Porto e Baixo Vouga utilizou-se como fonte de dados o Inventário Nacional das Emissões Atmosféricas (NIR)

desenvolvido pelo Instituto do Ambiente (IA, 2008), relativo ao ano de 2005. Este inventário foi desagregado, espacial e temporalmente, para cada actividade poluente, de acordo com os dados estatísticos sócio-económicos disponíveis.

5.1.4. Condições de Simulação

A aplicação deste sistema de modelação da qualidade do ar inicia-se com a aplicação do modelo meteorológico MM5, primeiro à escala continental com uma resolução de 36 km, de seguida à escala regional de Portugal Continental, com uma grelha de 9 km de resolução, segundo uma técnica simples de *nesting* e finalmente a um domínio sobre as unidades territoriais do Grande Porto e Baixo Vouga, com uma grelha de 2 km de resolução. Os resultados meteorológicos são, por sua vez, interpolados para os domínios do modelo químico de transporte CHIMERE. Este foi aplicado, numa primeira fase, à escala continental com uma resolução de grelha de 50 km e depois através da técnica *nesting*, aplicado ao domínio de Portugal, de dimensões 290 km x 580 km, com uma resolução horizontal de 10 km e por último a um domínio sobre o norte/centro litoral de Portugal, com dimensões de 78 km x 100 km, com resolução horizontal de 2 km. (em termos verticais, neste último domínio, considerou-se uma extensão de 3000 m. distribuída por 7 níveis de espaçamento desigual, mais fino junto ao solo e progressivamente mais afastados em altitude (20, 50, 250, 600, 1200, 2000 e 3000 metros).

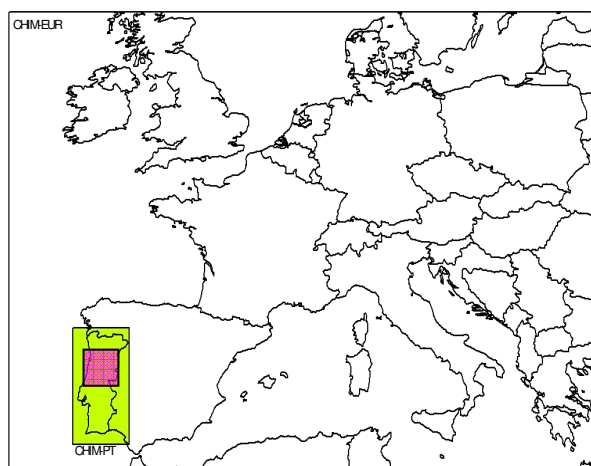


Figura 5.2 - Domínios de simulação utilizados com o modelo CHIMERE.

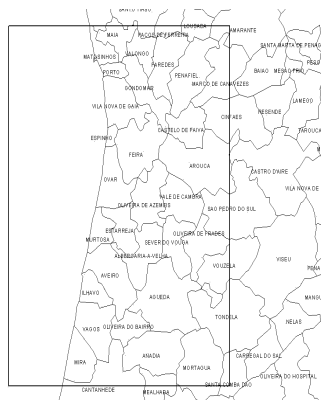


Figura 5.3 - Domínios Aveiro – Porto, utilizado para a simulação com o modelo CHIMERE.

5.2. Efeitos na Qualidade do Ar

5.2.1. Domínio Portugal

De forma a avaliar os efeitos na qualidade do ar, provocados pela combustão doméstica, mais concretamente pela queima de lenha em lareiras domésticas, utilizando o modelo descrito anteriormente, efectuaram-se simulações para as emissões de poluentes atmosféricos, fazendo-se variar unicamente as emissões de partículas (PM_{10} e $PM_{2.5}$), para cada cenário, mantendo todos os poluentes constantes.

Foram realizadas simulações tendo em consideração três cenários; emissões obtidas pelos inquéritos; as emissões fornecidas pela Inventário Nacional de Emissões mais recente e emissões sem lareiras, considerando que esta fonte é responsável por 98% da emissões totais de partículas, provenientes do sector doméstico.

Escolheu-se simular o mês de Janeiro de 2007 para avaliar a influência das emissões de partículas pela combustão doméstica na qualidade do ar. Este mês foi escolhido por habitualmente se caracterizar por ser o mais frio do ano.

5.2.1.1. Concentração de PM_{10}

Os mapas seguintes apresentam as médias mensais para as concentrações de PM_{10} , para o mês de Janeiro de 2007.

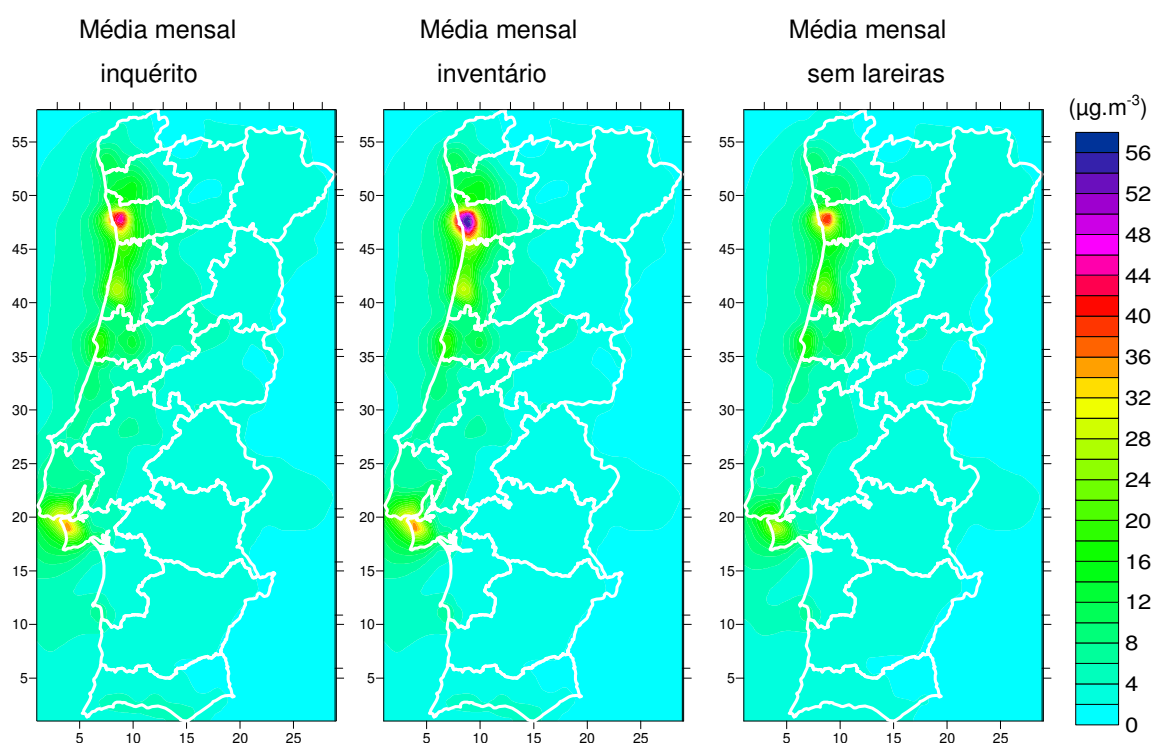


Figura 5.4 - Concentrações médias mensais para PM_{10} . ($\mu g \cdot m^{-3}$) para os cenários: inquérito, inventário e sem lareiras, respectivamente, para o domínio Portugal, relativos ao mês de Janeiro de 2007.

Como se pode verificar pelos mapas, as concentrações de PM_{10} , são bastante mais elevadas para as regiões do Porto e para os cenários inquérito e inventário, observando

também valores significativos para a região de Lisboa, como seria de esperar, coincidindo com a maior densidade populacional e consequentemente com as áreas onde as emissões são mais elevadas. O efeito na qualidade do ar faz-se sobretudo notar para o cenário inventário que apresenta, nomeadamente para a região do Porto, concentrações de PM_{10} mais elevadas e para uma área geográfica mais alargada.

Estes valores são também influenciados por inúmeras proveniências das partículas que podem ter origem natural; causadas por áreas florestais de grandes dimensões, onde quantidades significativas de vapores orgânicos, como o isopreno e monoterpenos, são emitidas por exsudação das plantas. Em zonas específicas de áreas costeiras da UE, a contribuição marinha pode representar outra fonte natural muito importante concentração de matéria particulada no ar atmosférico. O spray marinho é principalmente gerado por acção do vento sobre a superfície do oceano, levando ao destacamento de pequenas gotas e pela rebentação das ondas nas áreas costeiras, sendo constituído principalmente por cloreto de sódio e sulfatos (González, 2002). Ainda nas causas mais apontadas para a ocorrência de partículas de origem natural no Sul da Europa e mais concretamente na bacia do Mediterrâneo, são as poeiras transportadas do Norte de África com origem nos desertos do Sahara e Sahel (Querol *et al.*, 2004)

Nas causas antropogénicas, destacam-se sobretudo o tráfego rodoviário, sendo maioritariamente constituídas por carbono elementar e vários compostos orgânicos e inorgânicos; a construção civil, mais precisamente de poeiras emitidas pelas acções mecânicas das máquinas com a superfície, do movimento de veículos, do manuseamento de materiais, e ainda da acção do vento sobre o solo; as grandes áreas agrícolas e a queima de combustíveis sólidos nomeadamente de biomassa. Outro factor de especial importância é a produção industrial, que tem um significativo papel para as emissões como sejam indústrias petroquímica, químicas, cimenteiras, produção de pasta de papel, refinarias de petróleo, resíduos e siderurgias, em que praticamente todas estas fontes se situam na zona litoral do país e sobretudo concentrados nas regiões de Lisboa e do Porto.

Relativamente à zona norte e interior centro, tendo em consideração os perfis médios mensais, as concentrações para PM apresentam valores bastante baixos, embora estas regiões sejam caracterizadas tradicionalmente pelo frequente uso de lareiras domésticas e consequentemente consumo de lenha, nomeadamente para o cenário inquérito que apresenta emissões mais elevadas que o cenário inventário. Estas emissões apresentam um carácter bastante específico, visto que são emitidas durante espaços de tempo bem

definidos que coincidem com as noites de inverno os efeitos na qualidade do ar não se fazem sentir nesta região. Este facto pode também estar associado às boas condições de dispersão, que normalmente estas regiões apresentam e também devido à estrutura urbana, que é caracterizada pela existência unicamente de vivendas em zonas rurais e de edifícios de altura menor, comparando com os grandes centros urbanos. Num estudo, realizado em 2006, para a cidade de Viseu. “Projecto SaudAR: avaliação da qualidade do ar em Viseu”, demonstra-se que as medições de partículas apresentam diferenças significativas entre o Inverno e o Verão, quer no que diz respeito às concentrações medidas, quer aos perfis diários verificados. Neste estudo durante a campanha de Inverno, as concentrações medidas de PM_{10} foram mais elevadas chegando a ultrapassar o valor limite ($50 \mu g.m^{-3}$ – média a 24 horas). Relativamente à variação da concentração de partículas ao longo do dia, tem uma forma característica, atingindo um pico acentuado entre as 19 e as 24 horas. Sendo esta uma área em que a queima de madeira para aquecimento doméstico acontece com bastante frequência poderá ser uma fonte a considerar (Lopes *et al.*, 2006).

Nas regiões do Alentejo e Algarve as concentrações de partículas, também apresentam valores muito baixos. De realçar que esta regiões (incluindo também as regiões norte e centro interior), são caracterizadas por densidades populacionais muito baixas e também reduzidas fontes de poluição, nomeadamente indústrias e tráfego automóvel, que influencia grandemente a qualidade do ar.

Relacionado a região litoral entre Viana do Castelo e Lisboa com a região interior, observa-se que mesmo fora dos grandes aglomerados populacionais (Lisboa e Porto), o litoral apresenta valores mais elevados de PM, embora não sejam muito significativos. Este efeito poderá estar também relacionado com a maior concentração de população e consequentemente com um mais elevado número de fontes emissoras.

Paras as médias mensais, os valores máximos de concentração são atingidos para os valores de $51 \mu g.m^{-3}$, $57 \mu g.m^{-3}$, $46 \mu g.m^{-3}$, respectivamente para o cenário dos inquéritos, inventário e sem lareira. Nos dois primeiros casos os valores das concentrações ultrapassam o valor limite para PM_{10} de $50 \mu g.m^{-3}$ (24h), contribuindo assim as emissões deste sector, para que se exceda o limite legislativo.

Analisando os efeitos da combustão doméstica na qualidade do ar, verifica-se que para os cenários com lareiras (inquérito e inventários), originam concentrações de PM_{10} mais elevadas, comparativamente ao que se verifica para o cenário sem lareira.

Comparando os dois primeiros cenários (com lareiras), observa-se que no caso do inventário, que apresenta emissões mais elevadas, também originam concentrações de PM superiores, no entanto esta diferença é bastante menos significativa se relacionarmos por exemplo o cenário inquérito e sem lareira.

Os mapas seguintes representam a média diária máximas, para o mês de Janeiro de 2007.

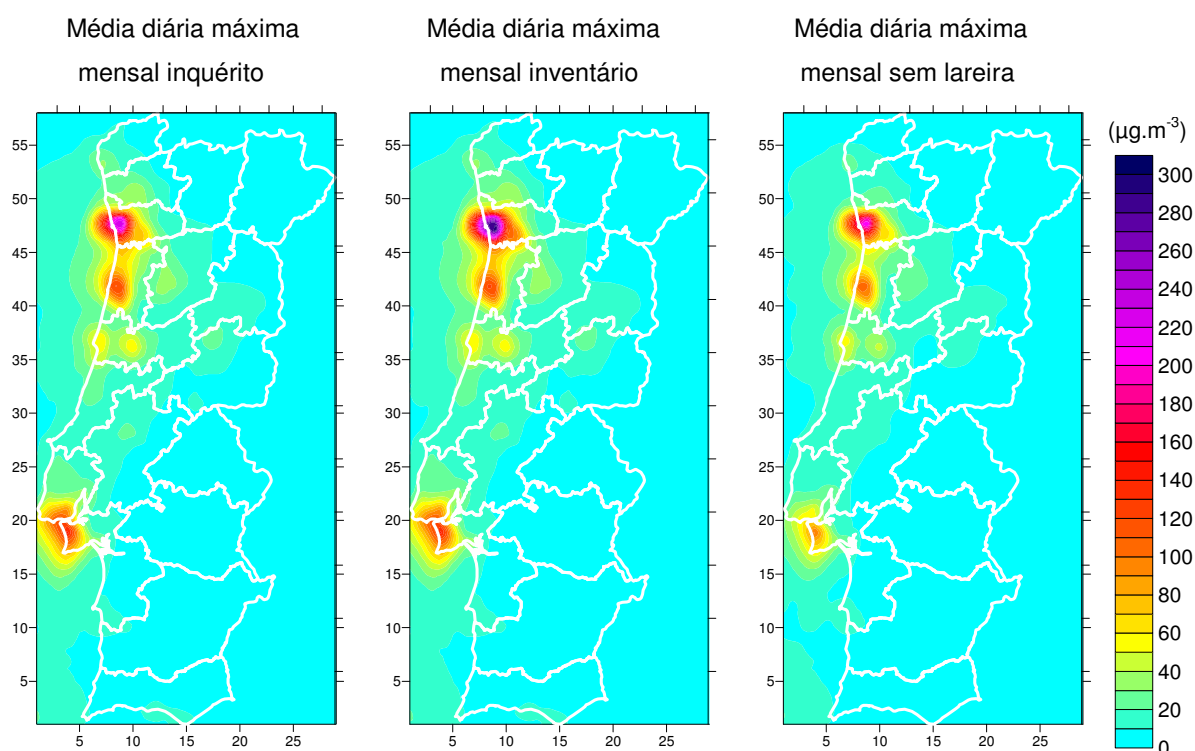


Figura 5.5 - Concentrações médias diárias máximas mensais para PM_{2.5}. ($\mu\text{g.m}^{-3}$) para os cenários: inquérito, inventário e sem lareiras, respectivamente, para o domínio Portugal, relativo ao mês de Janeiro de 2007.

No que diz respeito concentrações máximas excedem claramente os valores indicados pela legislação, ultrapassando em qualquer dos cenários as $220 \mu\text{g.m}^{-3}$. Valores muito significativos de PM₁₀, são observados, para além distritos de Lisboa e Porto, também para os distritos de Aveiro e Coimbra, ultrapassando os limites legislativos de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$. Tal como sucede para as médias, o cenário elevadas, apresenta concentrações mais elevadas. Para os restantes distritos as concentrações são bastante reduzidas.

5.2.1.2. Concentração de $PM_{2.5}$

Os mapas seguintes apresentam as médias e máximos mensais para as concentrações de $PM_{2.5}$.

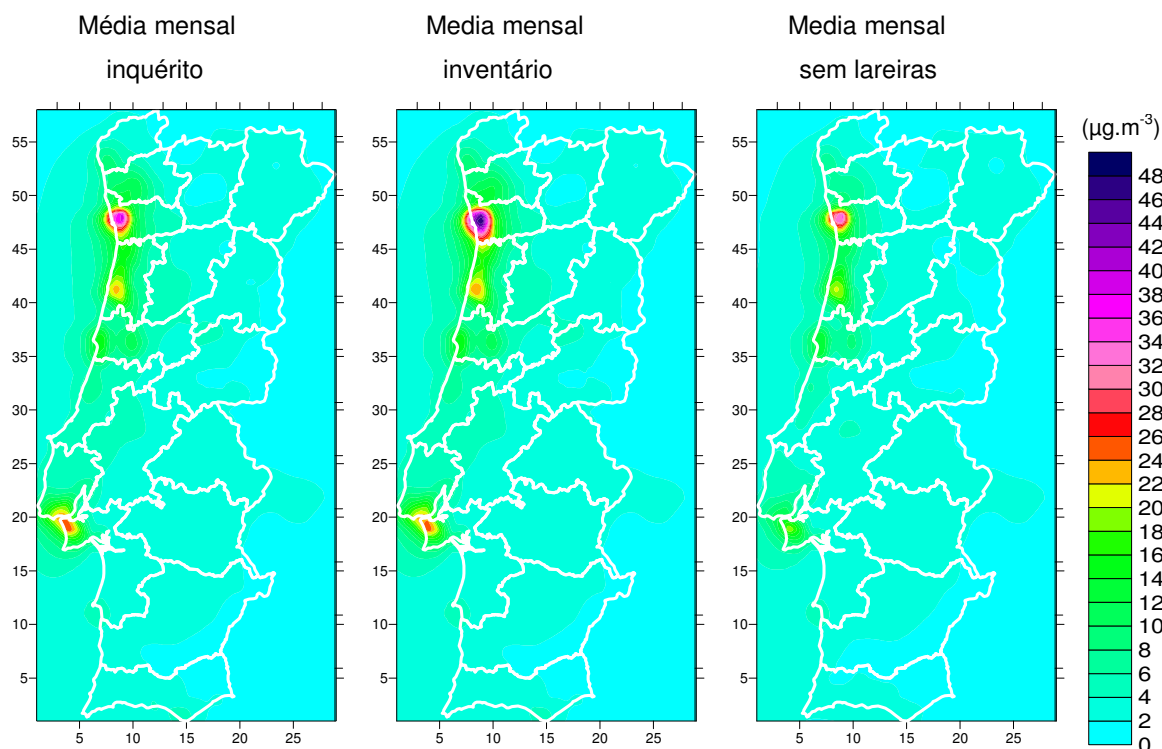


Figura 5.5 - Concentrações médias mensais para $PM_{2.5}$, ($\mu g.m^{-3}$), para os cenários: inquérito, inventário e sem lareiras, respectivamente, para o domínio Portugal, relativo ao mês de Janeiro de 2007.

Para as $PM_{2.5}$, os valores excedem claramente para qualquer cenário o valor limite recomendado pela legislação de 25 $\mu g.m^{-3}$ (um ano), sendo que os máximos são atingidos para 45 $\mu g.m^{-3}$, 51 $\mu g.m^{-3}$, 41 $\mu g.m^{-3}$, respectivamente, para os cenários inquéritos, inventários e sem lareiras. Tal como se verifica para as PM_{10} , os valores máximos de concentração registam-se para o distrito do Porto, enquanto que para as regiões do interior norte e centro; Alentejo e Algarve, registam concentrações muito reduzidas de $PM_{2.5}$. De referir que o cenário sem lareiras, para a região de Lisboa apresenta concentrações de $PM_{2.5}$, bastante inferiores aos dois cenários com lareira. Embora a qualidade do ar seja influenciada por variadíssimos factores, este facto evidencia a influência da queima de lenha em lareiras, na concentração deste poluente na atmosfera, para esta região.

Os mapas seguintes representam a média diária máximas para o mês de Janeiro de 2007.

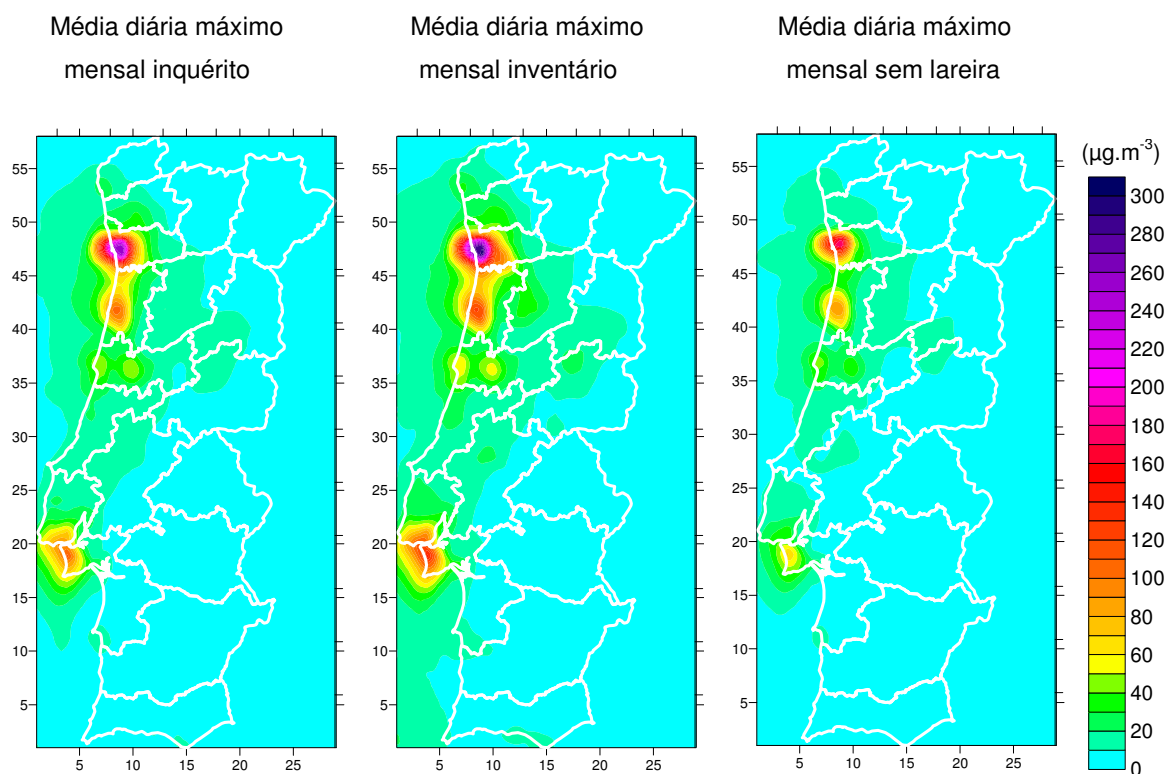


Figura 5.6 - Concentrações médias diárias máximas mensais para $PM_{2.5}$, ($\mu g.m^{-3}$) para os cenários; inquérito, inventário e sem lareiras respectivamente para o domínio Portugal, relativo ao mês de Janeiro de 2007.

Relativamente às concentrações máximas mensais, determinadas a partir do dia em que as médias diárias foram mais elevadas, como seria de esperar, os valores máximos foram atingidos na região do Grande Porto, seguido pela região de Lisboa. Concentrações elevadas das $PM_{2.5}$ são observadas também no distrito de Aveiro e Coimbra, podendo-se constatar também alguns valores de $PM_{2.5}$, a exceder os $25 \mu g.m^{-3}$, o distrito como Viseu. Tornando-se evidente para este caso, as diferenças entre o litoral que apresenta concentrações mais elevadas, relativamente ao que se verifica para o interior com valores muito reduzidos.

Similarmente ao que acontece para as PM_{10} , constata-se que existe uma acentuada superioridade entre os valores de concentração de $PM_{2.5}$, comparado, os cenários com lareira (inquérito e inventário) e o cenário sem lareiras, bastante visível por exemplo para a região de Lisboa (em que o cenário sem lareiras apresenta concentrações bastante mais baixas). Este facto é também significativo, para o Grande Porto.

Relacionando os dois cenários com lareiras verifica-se que, sobretudo no caso do distrito do Porto e também Aveiro, que as concentrações para o cenário inventário são bastante mais elevadas. Desta forma pode concluir que as emissões fornecidas pelo Inventário Nacional de Emissões possam estar sobrestimadas, comparativamente ao que acontece para emissões estimadas através dos resultados obtidos pelo inquérito realizado no âmbito deste trabalho.

5.2.2. Domínio Aveiro - Porto

A simulação para a qualidade do ar foi realizado para um domínio mais restrito denominado neste trabalho como Aveiro – Porto, que para além de concelhos destes dois distritos engloba também alguns concelhos dos distritos de Viseu e Coimbra.

5.2.2.1. Concentração de PM_{10}

Os mapas seguintes referem-se às emissões de PM_{10} , para o domínio Aveiro – Porto, para o mês de Janeiro de 2007.

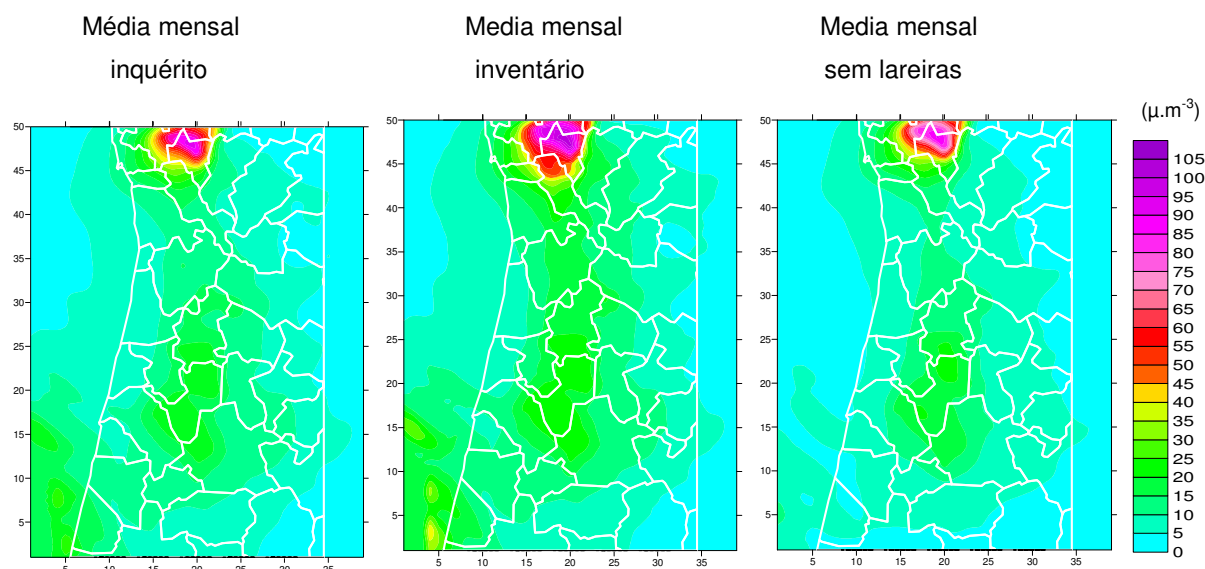


Figura 5.7 - Concentrações médias mensais para PM_{10} , ($\mu g.m^{-3}$) para o cenário, inquérito, inventário e sem lareiras respectivamente, para o domínio Aveiro – Porto, relativo ao mês de Janeiro de 2007.

Relativamente a este domínio, verifica-se que nos mapas anteriores as concentrações médias mensais para as PM_{10} atingem valores mais significativos nos concelhos de Maia e Valongo, atingindo uma área geográfica mais alargada no cenário inventário.

Os valores máximos para as PM_{10} atingidos foram de $94 \mu\text{g.m}^{-3}$, $100 \mu\text{g.m}^{-3}$ e $92 \mu\text{g.m}^{-3}$, respectivamente para os cenários inquéritos, base e sem lareiras, estas concentrações excedem claramente os valores indicados pela legislação ($50 \mu\text{g.m}^{-3}$ em 24h), verificando-se ainda que para este domínio as concentrações médias e máximas são bastante mais elevadas que para o domínio Portugal.

Os mapas seguintes representam a média diária máximas de PM_{10} , para o mês de Janeiro de 2007, relativas ao domínio Aveiro – Porto.

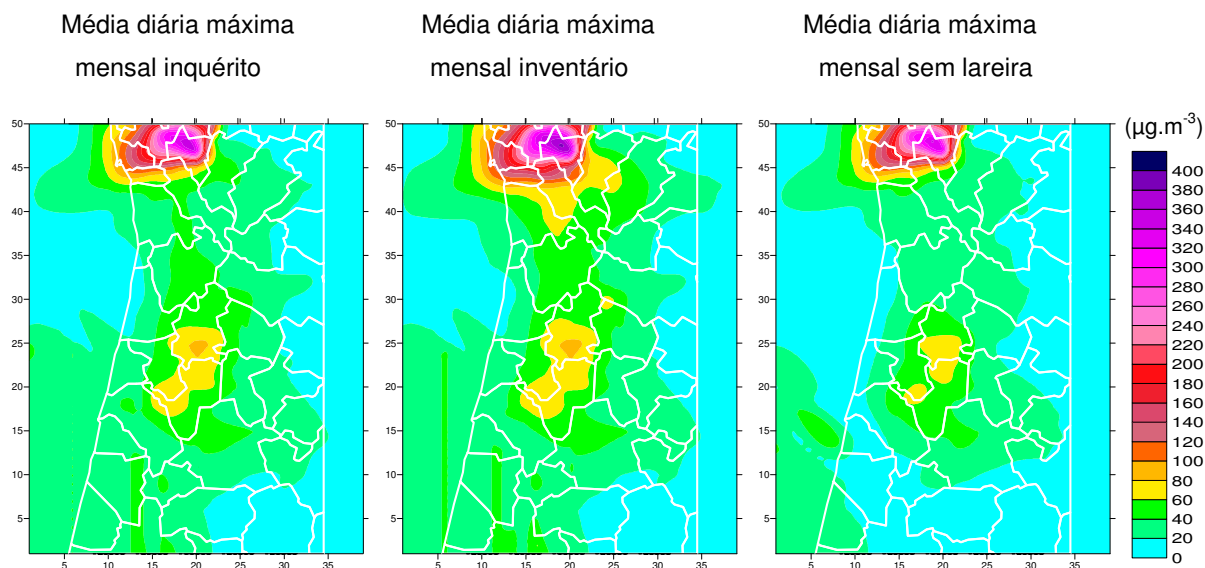


Figura 5.8 - Concentrações da media diária máxima mensais, para PM_{10} . ($\mu\text{g.m}^{-3}$) para o cenário: inquéritos, inventários e sem lareiras respectivamente, para o domínio Aveiro -Porto, relativo ao mês de Janeiro de 2007.

No que diz respeito às concentrações máximas mensais, pode-se observar valores bastante relevantes para a área metropolitana do Porto e também para os concelhos Oliveira de Azeméis e Albergaria-a-Velha. Para este domínio tornam-se bastante evidentes os efeitos do sector domésticos na qualidade do ar, em que para o cenário inventário apresenta concentrações de PM_{10} superiores aos outros cenários e uma área geográfica bastante mais alargada. As concentrações de PM, obtidas para este domínio

estão em consonância com o que foi obtido para o domínio Portugal, visto apresentarem concentrações elevadas também para o distrito de Aveiro.

5.2.2.2. Concentração de $PM_{2.5}$

Os mapas seguintes referem-se às concentrações médias e máximas mensais para as $PM_{2.5}$, para o mês de Janeiro de 2007.

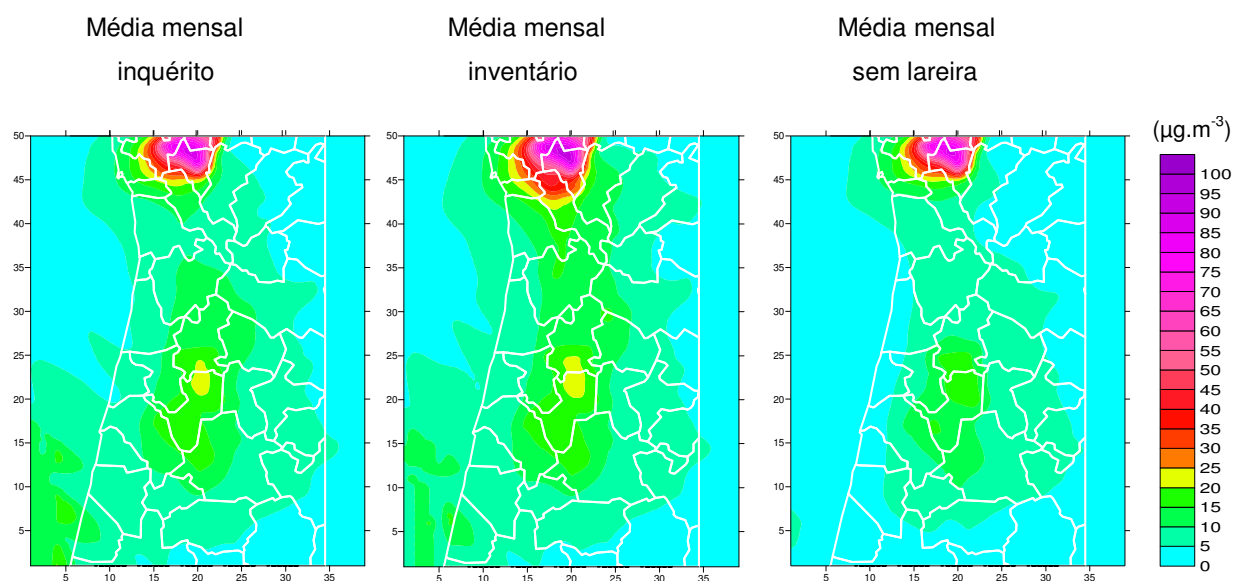


Figura 5.9 - Concentrações médias mensais para $PM_{2.5}$, ($\mu g.m^{-3}$) para o cenário: inquéritos, inventários e sem lareiras respectivamente para o domínio Aveiro - Porto, relativo ao mês de Janeiro de 2007.

Tal como verifica para as PM_{10} , neste caso a concentração mais significativa observa-se para os concelhos de Maio e Valongo, alagando em área geográfica para os concelhos vizinhos de Matosinhos e Gondomar, para o cenário inventário, demonstrando desta forma a influência da combustão doméstica na qualidade do ar.

As concentrações máximas excedem claramente as $25 \mu g.m^{-3}$ indicado pela legislação, excedendo nos dois primeiros casos o valor de $90 \mu g.m^{-3}$ e para o cenário sem lareira atingindo-se o valor de $89 \mu g.m^{-3}$.

Os mapas seguintes referem-se à média diária máxima, para o mês de Janeiro de 2007, relativas ao domínio Aveiro – Porto.

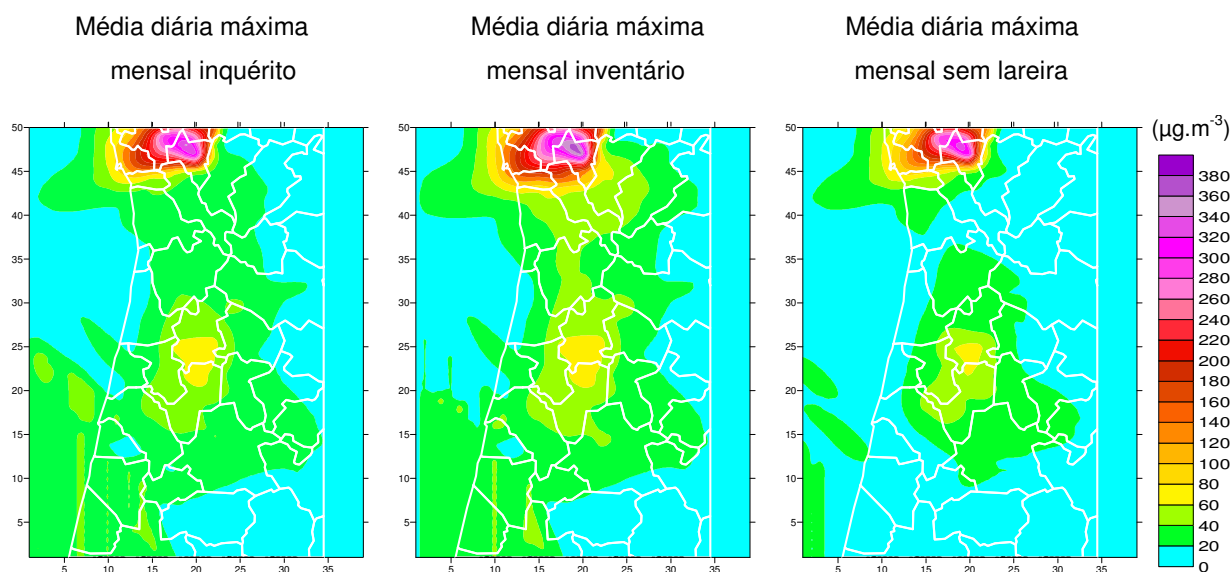


Figura 5.10 – Concentrações médias diárias máximas, mensais para PM_{2.5}, (µg.m⁻³) para os cenários: inquéritos, inventários e sem lareiras respectivamente, para o domínio Aveiro -Porto, relativo ao mês de Janeiro de 2007.

Para as concentrações médias diárias máximas, observa-se concentrações elevadas para os concelhos Maia e Valongo no entanto valores bastante elevados observam-se também em toda a área metropolitana do Porto, bastante notória para o cenário inventário. Concentrações significativas observam-se também para os concelhos de Oliveira de Azeméis e Estarreja.

Comparando os três cenários, observa-se que a contribuição das emissões provenientes da combustão doméstica, originam concentrações mais elevadas de partículas, comparativamente com as emissões sem a contribuição desta fonte.

5.2.3. Análise Comparativa Entre Cenários

5.2.3.1. Comparação de Concentrações de PM_{10}

Os mapas seguintes, referem-se a uma comparação percentual, entre as simulações para os três cenários, para o domínio Portugal e Aveiro Porto. Desta forma considerou-se como base de referência as emissões 2005, apresentadas no Inventário de Emissões 2008, utilizando-se para o efeito a seguinte expressão:

$$\% \text{ de redução de PM} = ((\text{inquérito-inventário})/\text{inventário}) \times 100$$

De forma análoga para o cenário sem lareiras:

$$\% \text{ de redução de PM} = ((\text{sem lareiras-inventário})/\text{inventário}) \times 100$$

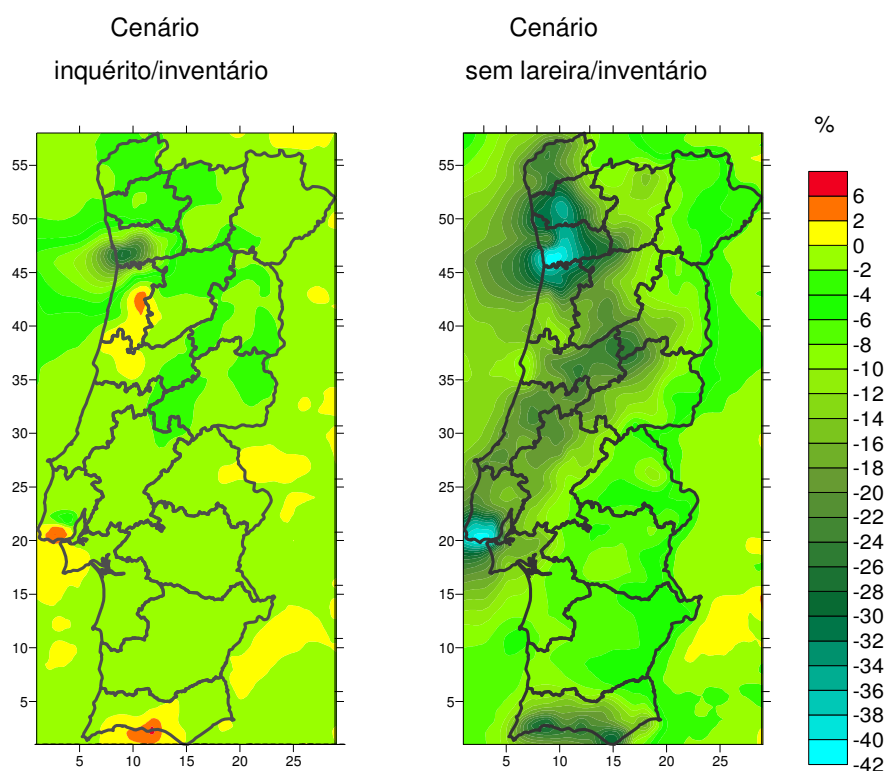


Figura 5.11 - Percentagem de redução de PM_{10} entre os diferentes cenários, relativo ao domínio Portugal (%).

No que se refere à comparação percentual entre cenários, constata-se que o cenário inventário apresenta valores de concentrações elevadas, A percentagem de redução para

a relação inquérito/inventário, varia entre 5,81 e -28,84%, observando-se valores positivos ou nulos, na fronteira dos distritos de Aveiro e Coimbra e também para Lisboa e Faro. Com esta relação torna-se possível determinar que as diferenças mais significativas se registam na região do Porto, coincidindo com a região onde se registam concentrações de PM_{10} mais elevadas, confirmando a ideia anterior para estes locais as emissões fornecidas pelo inventário estão sobrestimadas, comparativamente com as obtidas pelo inquérito.

Em toda a faixa interior norte e centro, onde as emissões de partículas, obtidas através do inquérito, foram mais elevadas que as facultadas pelo Inventário Nacional de emissões mais recente, não obstante isso não se faz repercutir nos valores de qualidade do ar, em que o cenário inventário regista concentrações de PM_{10} mais elevadas. De referir que as simulações são influenciadas por todas as fontes de emissão quer naturais, quer antropogénicas.

Relativamente à comparação percentual entre os cenários semlareiras e inventário, verifica-se que a taxa de redução varia entre 2,45 e -41,49, (valores positivos/nulos localizados sobre território espanhol), sendo que as diferenças mais significativas se registam no Porto e Lisboa, seguidas da faixa litoral entre estas duas cidades, Algarve, Braga, Viana do Castelo e algumas áreas de distritos do interior como Viseu, Guarda e Castelo Branco. Para estes dois cenários torna-se perfeitamente notório os efeitos das emissões originadas pela queima de lenha emlareiras domésticas, na qualidade do ar, uma vez que originam concentrações de PM_{10} mais elevadas, nomeadamente para as geográficas já citadas onde as emissões provenientes desta fonte são mais significativas. Este facto pode ainda ser comprovado, pela taxa de redução máxima superior em 13%, relativamente ao que se verifica para a taxa de redução inquérito/inventário, mas também pelas taxas de redução, relativas às zonas geográficas referidas, que variam entre os -15 e -30%.

Da mesma forma estes efeitos na qualidade do ar também se observam na percentagem de redução inquérito semlareiras onde os valores são aproximadamente iguais ao que acontece no caso anterior (ver anexo A8).

Os mapas seguintes referem-se às taxas de redução para os cenários Aveiro - Porto

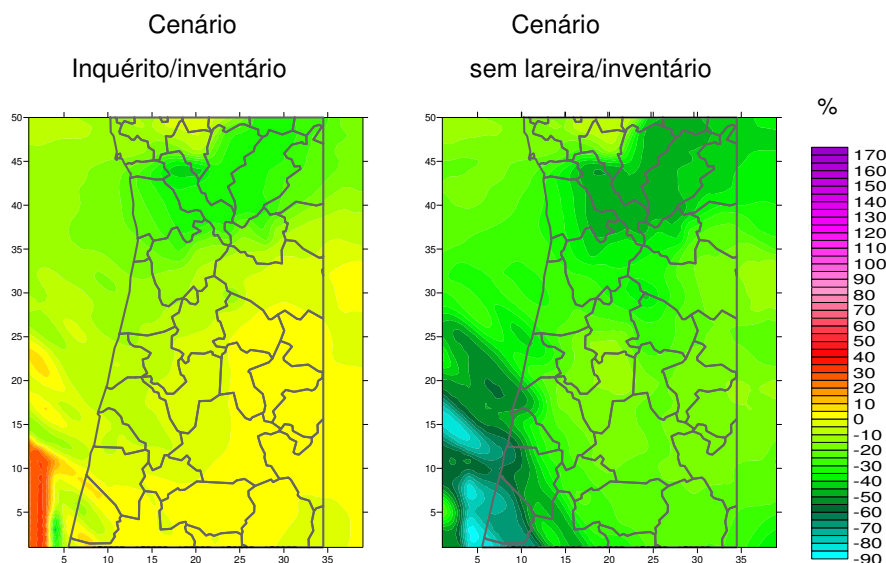


Figura 5.12- Percentagem de redução de PM_{10} entre os diferentes cenários, relativo ao domínio Aveiro - Porto (%).

Da observação dos mapas anteriores torna-se perfeitamente visível que, para a região de Porto, se verificam diferenças mais significativas entre cenários, coincidindo como o que é possível observar para o domínio Portugal. Comparando o cenário inventário e sem lareira, observa-se que existe uma concordância entre taxas de redução variando dos -40 a -60% para a região do Porto e de -10 a -30% para a restante área.

Para a relação inquérito/inventário as taxas de redução de PM_{10} , são mais elevadas na região do Porto e aproximadamente iguais, para o interior do distrito de Aveiro.

5.2.3.2. Comparação de Concentrações de $PM_{2.5}$

Seguidamente apresentam-se os mapas relativos às comparações entre os vários cenários para $PM_{2.5}$, recorrendo às mesmas fórmulas apresentadas no ponto 5.2.3.1.

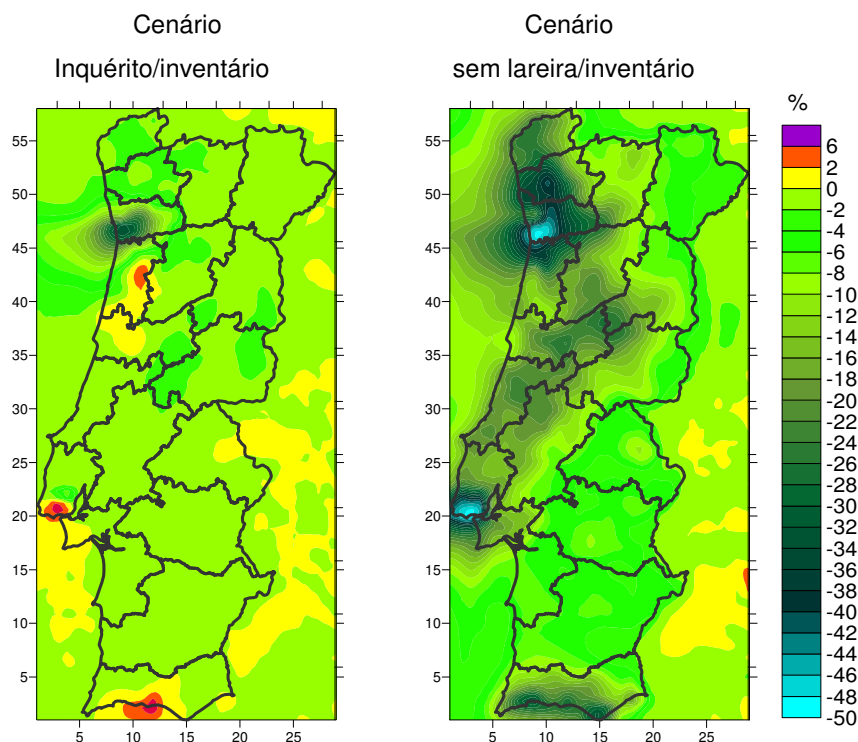


Figura 5.13 - Percentagem de redução de $PM_{2.5}$ entre os diferentes cenários, relativo ao domínio Portugal (%).

Da mesma forma que acontece para as PM_{10} , neste caso as concentrações de $PM_{2.5}$, também são superiores para o cenário inventário. A percentagem de redução de PM para os cenários inquérito/inventário varia entre 7,36% e -34,50% e para os cenários sem lareira/inventário, varia de 2,94% a -49,50%, coincidindo as áreas geográficas de maior percentagem de redução com o que acontece para o caso anterior. Também para as $PM_{2.5}$, a percentagem de redução para os cenários sem lareiras/inventário é significativamente superior ao que se verifica para a relação inquérito/inventário (15%).

Para as $PM_{2.5}$ as percentagens de redução são relativamente mais significativa ao que se observa para as PM_{10} , podendo estar associada ao facto de uma larga porção de partículas provenientes da queima de lenha em lareiras domésticas, pertencerem à fracção fina com diâmetro inferior a $2.5 \mu m$.

Avaliando os efeitos do consumo de lenha nas concentrações de $PM_{2.5}$, constata-se que as emissões provenientes desta fonte, originam efeitos significativos na qualidade do ar nomeadamente para áreas geográficas onde as emissões são muito significativas, muito evidentes para a comparação entre o cenário inventário sem lareiras, mas também para o cenário inquéritos sem lareiras.

Os mapas seguintes referem-se às taxas de redução para os cenários Aveiro - Porto

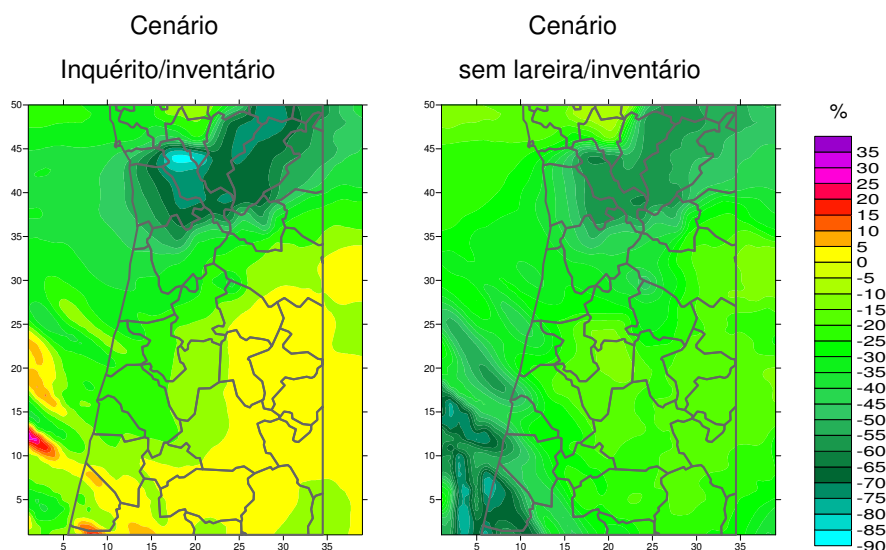


Figura 5.14 - Percentagem de redução de $PM_{2.5}$ entre os diferentes cenários, relativo ao domínio Aveiro - Porto (%).

Para este domínio a percentagem de redução de PM, tem um comportamento que está em perfeita consonância como o que se observa para os outros casos constatando-se a maior percentagem de redução de PM se verifica para o Porto e a menor para a zona interior distrito de Aveiro, onde as concentrações entre os cenários com lareiras (inquéritos e inventários) são idênticas.

5.2.4. Análise Comparativa com Estações de Qualidade do Ar

A Directiva 1996/62/CE, relativa à avaliação e gestão do ar ambiente, também denominada Directiva-Quadro da qualidade do ar, veio regulamentar um novo quadro legislativo e estabelecer as linhas de orientação da política de gestão da qualidade do ar ambiente, para os vários Estados da UE.

Em Portugal, este documento foi transposto para a ordem jurídica interna através do Decreto-Lei n.º 276/99, de 23 de Julho, tendo como um dos principais objectivos definir uma filosofia, introduzida com a Directiva 1996/62/CE, e que assenta no estabelecimento de objectivos de qualidade do ar ambiente na UE, os quais visam evitar, prevenir ou limitar efeitos nocivos sobre a saúde humana e sobre o ambiente decorrentes da sua degradação. O mesmo diploma estabelece também que a avaliação da qualidade do ar se faça com base em métodos e critérios comuns em todos os Estados-Membros. Esta

avaliação deverá dotar todo e cada Estado-Membro de informações adequadas sobre a qualidade do ar ambiente, para que o público seja convenientemente informado. Nos últimos anos tem crescido com bastante evidência o número de estações de qualidade do ar bem assim como o número de poluentes que é monitorizado por estação.

As estações de qualidade são classificadas segundo o tipo de ambiente (urbano, suburbano e de fundo) e sob o tipo de influência (fundo, tráfego e industrial).

Actualmente a rede de monitorização da qualidade do ar de Portugal inclui 74 estações fixas de medição, distribuídas espacialmente como se pode ver na figura seguintes

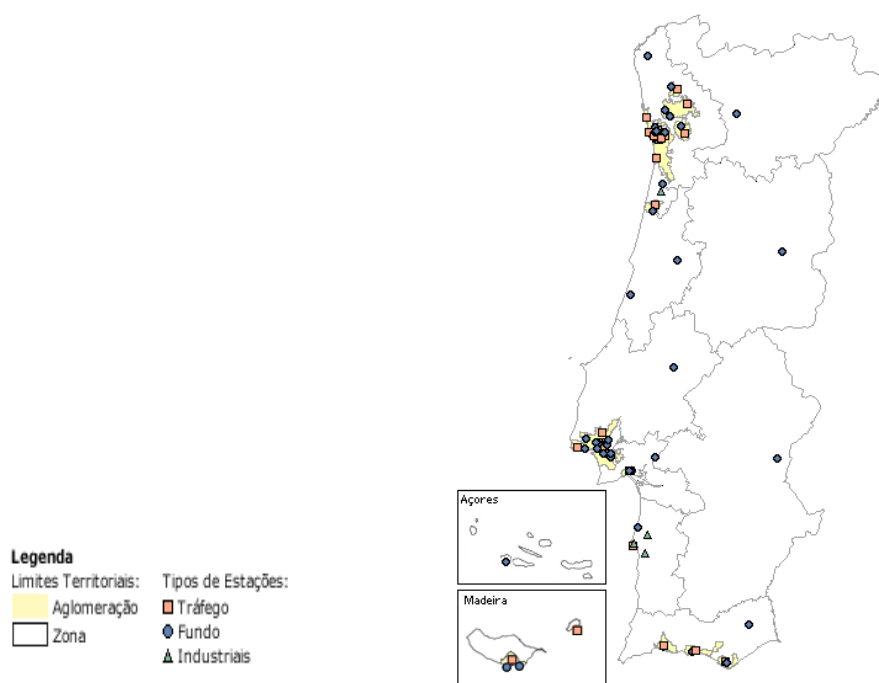


Figura 5.15 - Rede nacional de estações de qualidade do ar (URL 5).

A maior parte das estações monitoriza poluentes como ozono, dióxido de azoto, monóxido de carbono, dióxido de enxofre e PM_{10} , mas recentemente as estações incluem também medições de $PM_{2.5}$ e um reduzido número possui também dados para o benzeno.

Na análise comparativa entre as concentrações de partículas, obtidas através de simulação pelo modelo químico CHIMERE; e valores médios diários medidos em estações de qualidade do ar, teve-se em consideração, primeiramente a localização das

estações de qualidade do ar, se situarem em áreas geográficas onde as concentrações de partículas mais elevadas, obtidas por simulação. Desta forma recorreu-se a valores medidos na estação de Vila Nova da Telha (Porto), com características suburbanas de fundo e a estação dos Olivais (Lisboa), urbanas de fundo, de modo a se evitar a influência de grandes fontes poluentes como tráfego automóvel e indústria.

A estação de Vila Nova da Telha integra-se na Região Norte, mais concretamente no aglomerado Porto Litoral, e os Olivais pertencem à região de Lisboa e Vale do Tejo.

Tabela 5-1 - Caracterização das estações de qualidade do ar.

Estação	Vila Nova da Telha	Olivais
Zona	Porto Litoral	Área Metropolitana de Lisboa Norte
Concelho	Maia	Lisboa
Tipo de Ambiente	Suburbana	Urbana
Tipo de Influência	Fundo	Fundo
Data de Início	1999-01-01	1992-03-01
Poluentes Medidos	NO, NO ₂ , NO _x , O ₃ , SO ₂ , PM ₁₀ , CO	NO, NO ₂ , NO _x , O ₃ , SO ₂ , PM ₁₀ , PM _{2.5} , CO

Os gráficos seguintes visam avaliar se existem diferenças significativas entre as duas estações de qualidade do ar e as concentrações de PM obtidas por simulação através do inquérito realizado no âmbito desta tese. Foram ainda incluídos para efeitos comparativos os valores de qualidade do ar obtidos através das emissões do último inventário, para verificar se a mudança nas emissões fruto do inquérito, resulta em simulações de qualidade do ar mais próximas das medidas.

Para a estação de Vila Nova da Telha, efectuou-se unicamente a comparação com para as PM₁₀, dado não estarem disponíveis medições de PM_{2.5}. Para a estação dos Olivais a comparação para as duas classes de partículas.

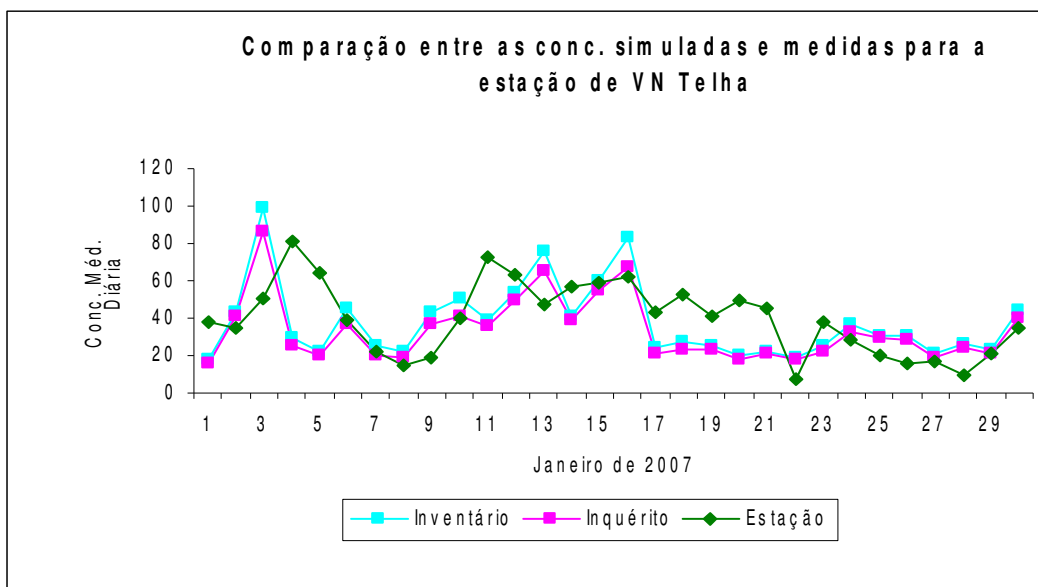


Figura 5.16 - Comparação das concentrações médias diárias de PM_{10} , para os cenários inquérito e inventário, obtidas por modelação e as medidas na estação de qualidade do ar de Vila Nova da Telha.

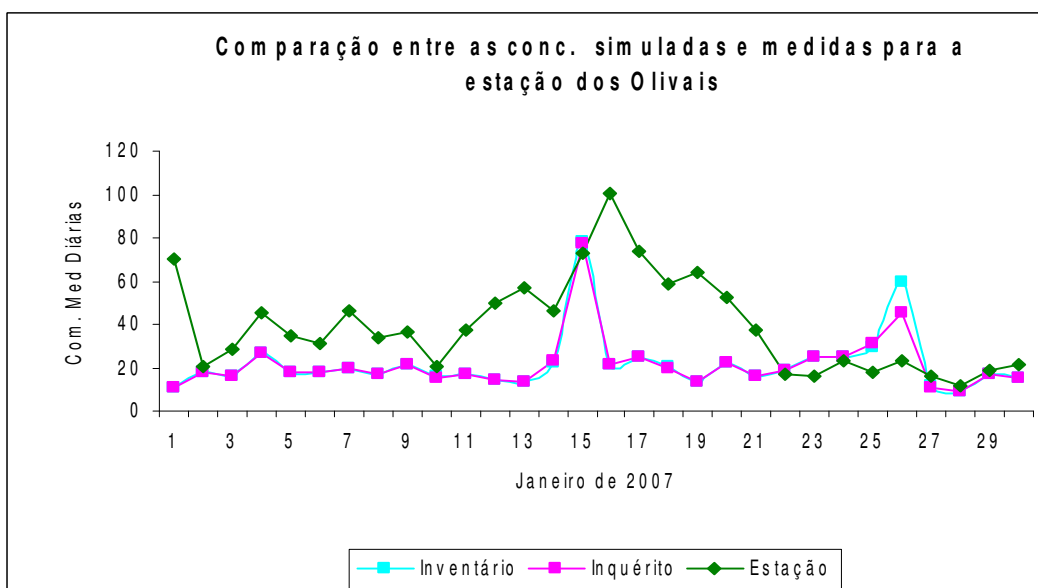


Figura 5.17 - Comparação das concentrações médias diárias de PM_{10} , para os cenários inquérito e inventário, obtidas por modelação e as medidas na estação de qualidade do ar dos Olivais.

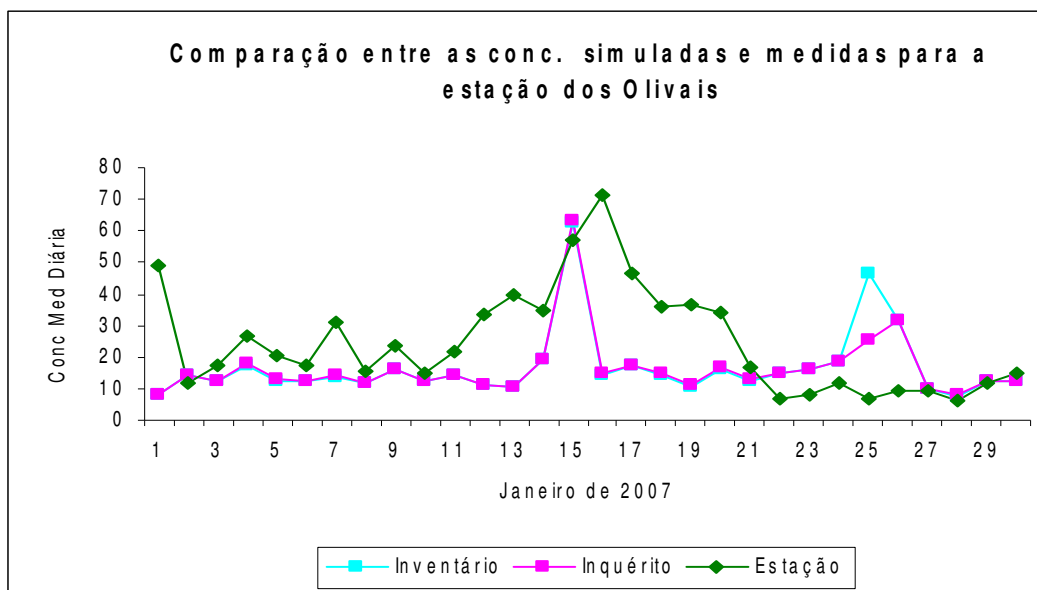


Figura 5.18 - Comparação das concentrações médias diárias de $PM_{2.5}$, para os cenários inquérito e inventário, obtidas por modelação e as medidas na estação de qualidade do ar dos Olivais.

Relativamente à estação de Vila Nova da Telha observa-se que os vários perfis de concentração, para os valores medidos e simulados, se mantêm mais ou menos equiparados ao longo de todo o mês. Consta-se desta forma, que as variações temporais observadas são bem capturadas pelo modelo para esta estação.

Para a comparação relativa à estação dos Olivais, verifica-se uma superioridade até ao dia 22, para as concentrações medidas, nos restantes dias observa-se um comportamento diferente, em que os valores simulados são mais elevados. Da mesma forma que se verifica para a estação de Vila Nova da Telha, a simulação obtida através do modelo químico CHIMERE procede a uma boa captura de poluentes para esta estação.

Uma análise estatística, para validação das concentrações medidas e simuladas, torna-se contraproducente, devido ao reduzido número de valores amostrados, no entanto pela observação dos gráficos anteriores, é possível concluir que não existem variações muito significativas entre métodos, na determinação das concentrações.

5.3. Desenvolvimentos em Trabalhos Futuros

Actualmente a informação nacional sobre este tipo de fonte, não se encontra devidamente actualizada e inventariada, embora com este trabalho se tenha obtido uma estimativa dos tipos de equipamentos de aquecimento mais utilizados em Portugal e do comportamento das populações em relação ao uso de aquecimentos. É importante, com efeito, ficar a conhecer-se em quantos meses por ano estes equipamentos são utilizados, ou seja, a partir de que temperatura são colocados em funcionamento.

Outro factor a ter em consideração é a proveniência da lenha consumida, apesar de praticamente em todo o território nacional, estarem presentes espécies como o pinheiro e eucalipto, não obstante, outras espécies são também predominantes em algumas regiões do país, nomeadamente o carvalho, que está presente em grande abundância em toda a zona litoral do país desde a região do Minho até Leiria e nas regiões das Beiras e zonas de maior latitude, enquanto o castanheiro predomina em toda a faixa interior do país desde Trás-os-Montes até à Beira Baixa, enquanto na zona Sul abunda o sobreiro. Além disso, algumas outras espécies como oliveira, alfarrobeira, azinheira, etc., estão presentes nas diversas regiões e eventualmente utilizadas para consumo doméstico.

A utilização de lareiras domésticas por vezes está associada à queima de resíduos domésticos, nomeadamente restos de papel e plástico, pelo que se torna importante conhecer o comportamento da população em relação a este tipo de resíduos, visto que podem constituir uma importante fonte de emissão de poluentes.

O sector do comércio, mais concretamente a nível da restauração, pode ter também um papel significativo para as emissões provenientes da queima de biomassa, quer devido ao crescente interesse pela cozinha tradicional que utiliza fornos de lenha, quer devido à existência de lareiras nas áreas de restauração.

Os factores de emissão são também um instrumento chave para o cálculo das emissões. Desta forma, torna-se importante proceder à sua determinação para o caso específico de Portugal. Dado que da pesquisa bibliográfica se encontram maioritariamente valores para os Estados Unidos, Canadá e Países da Europa Central e do Norte, sento que nestas áreas geográficas estão sujeitas a Invernos muito mais rigorosos e prolongados, para além disso, em muitos casos, são habituais os sistemas de aquecimento colectivo fornecidos por empresas ou entidades públicas. Por outro lado, de entre os sistemas domésticos, existem variadíssimas diferenças entre as tecnologias utilizadas neste tipo de aquecimento, além de que em muitos destes países já há alguns anos se iniciou um processo de certificação de

equipamentos tanto a nível de eficiência de consumo de combustível, como de redução de poluentes para o ar interior e exterior.

As emissões provenientes destas fontes têm comportamentos bastante difusos, devido às diferenças nos modos e tempo de utilização, não obstante isso, na grande maioria é utilizada sobretudo nas noites de Inverno e fins-de-semana. Desta forma torna-se bastante importante determinar a sua contribuição para eventos de poluição e a influência da qualidade do ar a nível local/regional durante esses períodos de tempo.

6. Conclusões

O presente estudo destinou-se a traçar um panorama relativo às emissões atmosféricas provenientes da combustão doméstica em Portugal, tendo-se revelado bastante profícuo na identificação de vários aspectos positivos, bem como de outros que devem ser alvo de correcção em futuros projectos.

Como primeira conclusão do presente trabalho pôde-se constatar a escassez de informação, organizada e disponível, sobre esta fonte de emissões. Deverá ser claramente um dos aspectos a melhorar futuramente. Outro aspecto ainda a considerar é que há muito trabalho ainda a realizar na área das emissões atmosféricas no sector doméstico em Portugal continental. Um factor de especial importância na contribuição do sector doméstico para as emissões atmosféricas, são os vários tipos de aquecimento disponível, nomeadamente o tipo de lareiras, ou outros equipamentos que consomem combustíveis sólidos (lenha, carvão) em relação ao tipo e época de construção de edifícios, visto que a informação sobre estes dados não se encontra disponível de uma forma muito clara e sistemática. Ao nível da construção das lareiras domésticas, tanto abertas como fechadas, ou tendo associado recuperadores de calor, são bastante diversificadas as formas e tamanhos, uma vez que não se encontram estabelecidas para Portugal normas padrão que regulem a sua construção. O mesmo sucede para as chaminés, que são um importante factor na eficiência de remoção de poluentes.

No que se refere ao consumo doméstico de combustíveis sólidos são bastantes raras as informações sobre o real consumo anual de lenha, bem como a sua proveniência, uma vez que se torna difícil estimar a quantidade que é comercializada fora dos circuitos normais, além de que em variadíssimas situações o consumo de lenha resulta de abastecimento em propriedades próprias.

As regiões do norte e centro do país contribuem com a maior fracção de emissões provenientes da combustão residencial. As emissões determinadas a partir dos dados fornecidos pelo inquérito realizado no âmbito deste trabalho possuem valores muito significativos nas regiões interiores e mais rurais, coincidindo com as zonas do país onde os Invernos são mais rigorosos e onde a utilização de lareiras domésticas é mais tradicional. No que se refere às emissões facultadas pelo Inventário Nacional de Emissões, apresentam-se

mais elevadas nas grandes áreas metropolitanas sobretudo na do Porto mas também na de Lisboa e em toda a faixa litoral, onde se concentra maior densidade populacional.

Relativamente a factores de emissão que desempenham um importante papel na obtenção de valores de emissão, é rara (ou não existe) informação disponível para os vários tipos de equipamentos utilizados em Portugal. Da pesquisa bibliográfica é possível encontrar valores bastantes díspares entre tecnologias idênticas sendo que os seus valores diferem consoante os estudos, podendo variar entre algumas dezenas (g/GJ) e centenas (g/GJ), podendo ser apresentados também em função do tempo (kg/h).

As concentrações de partículas excedem unicamente os valores limites pela legislação comunitária e nacional, nas áreas metropolitanas de Lisboa e Porto, e no caso das $PM_{2.5}$, também na região de Aveiro. Toda a faixa interior do país, Viana do Castelo e Faro, caracterizam-se por concentrações médias mensais de partículas bastante reduzidas, mesmo para a simulação de máximos de concentração de PM, os seus valores não são significativos.

Analisando a influência da combustão doméstica na qualidade do ar verifica-se que a presença das emissões provenientes da queima de biomassa, em lareiras, não provoca efeitos significativos na qualidade do ar nas regiões do interior do país onde se observam emissões consideráveis de partículas nomeadamente para o cenário inquérito. Este facto pode estar associado às emissões nesta região serem mais reduzidas, comparativamente com a zona litoral, mas também às boas condições de dispersão de poluentes que estas áreas geográficas normalmente apresentam. O mesmo não se verifica para a área metropolitana do Porto, onde se registam concentrações de PM muito mais elevadas (com percentagens de redução de PM na ordem dos -30%), para o cenário inventário comparativamente com o cenário inquérito, podendo concluir-se, as emissões fornecidas pelo Inventário Nacional de Emissões possam estar sobrestimadas.

Comparando os cenários com lareira (inquérito e inventário) e sem lareira, a diferença entre concentrações de partículas é bastante significativa, sobretudo para a área metropolitana do Porto e Lisboa, mas também em toda a faixa litoral entre as duas cidades, comprovando-se o efeito desta fonte emissora na qualidade do ar, As taxas de redução de PM_{10} e $PM_{2.5}$ máximas ascendem aos - 40% (nestas duas cidades) e na faixa litoral possuem uma média de -20 a -30%. Desta forma pode-se concluir que se as emissões originadas pela queima residencial de madeira forem elevados originam efeitos significativos na qualidade do ar, no que diz respeito à concentração de partículas.

Atendendo aos valores de qualidade do ar simulados e medidos nas estações de qualidade do ar de Vila Nova da Telha e dos Olivais, pode-se concluir que não existe diferenças significativas entre concentrações de PM, quer para o cenário relativo inquérito, quer para o cenário relativo ao inquérito.

Tendo em consideração os efeitos no aumento dos valores de concentração de partículas no ar originados pela combustão doméstica, nomeadamente nas grandes áreas metropolitanas, torna-se evidente que se deve proceder a um aprofundamento do conhecimento nesta área, devendo ser também ponderados os efeitos que as partículas causam na saúde, a nível do ambiente exterior mas sobretudo a nível de exposição no interior das habitações, onde as concentrações de partículas podem atingir valores bastante elevados.

7. Referências Bibliográficas

- ◆ AMANN. M; SCHÖPP. W; (2002); A methodology to estimate changes in statistical life expectancy due to the control of particulate matter air pollution; International Institute for Applied Systems Analysis Schlossplatz.
- ◆ AMANN. M; BERTOK. I; CABALA. R; COFALA. J; HEYES. C; GYARFAS. F; KLIMONT. Z; SCHÖPP. W; WAGNER. F; (4 February 2005); Target Setting Approaches for Cost-effective Reductions of Population Exposure to Fine Particulate Matter in Europe; Background paper for the meeting of the CAFE Working Group on Target Setting and Policy Advice; International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA)
- ◆ BASRUR. S.V; (2002); Air Pollution from Wood-burning Fireplaces and Stoves. Medical Officer of Health
- ◆ BERDOWSKI. J..J..M., BASS. J; BLOOS. J.P.J; VISSCHEDIJK A.J.H.. ZANDVELD P.Y.J.. (1997); The European Atmospheric Emission Inventory for Heavy Metals and Persistent Organic Pollutants”; Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt. Naturschutz und Reaktorsicherheit. Luftreinhaltung. Forschungsbericht 104 02 672/03. TNO. Apeldoorn. The Netherlands.
- ◆ BESSAGNET. B; HODZIC. A; VAUTARD. R; BEEKMANN. M; CHEINET. S.. HONORÉ. C; LIOUSSE. C. e ROUIL. L;. (2004); Aerosol modelling with CHIMERE – Preliminary evaluation at the continental scale. Atmos. Environ.. 38. 2803-2817.
- ◆ BOAVIDA. F.; PEREZ.. A.T; TORRES. P; PEREIRA. T.C.. GÓIS. V.. SEABRA. T.. MACIEL. H; (Novembro 2006); Alocação Espacial das Emissões 2003. Gases acidificantes. Eutrofisantes e Precursores do Ozono. Partículas e Metais Pesados. Instituto do Ambiente. Ministério do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- ◆ BORREGO. C. LOPES. M.J; VALENTE. J; SANTOS. J; NUNES. T.H; MARTINS H; NEUPARTH N; (2006); Air Pollution and Children Respiratory Diseases: The Viseu case-study. Portugal; CESAM & Department of Environment and Planning. University of Aveiro Faculty of Medical Sciences. New University of Lisbon. Lisbon. Portugal.
- ◆ BORREGO. C; MIRANDA. A.I; MONTEIRO. A.; SANTOS. P. (Dezembro 2005); Avaliação e previsão da qualidade do ar em Portugal. Relatório final R3. Universidade de Aveiro. Aveiro. Portugal;. Estudo Realizado no âmbito do protocolo de colaboração com o Instituto do Ambiente
- ◆ BYTONEN. K; JOKINIEMI. J; (22 - 23 May 2006); Reducion of Fine Particle Emissions From Residential Wood Combustion; Workshop in Koupio. University of Koupio

- ◆ CASERINI. S; MARAZZI. L; CROVETTO. G; DENTI. A; LAPI. M; BOSCO. C; FRACCAROLI. A; FOSSATI. G; GUARISO. G; GURRIERI. G. (2007); An extensive survey on wood use for domestic heating in Lombardy: implication for PM emission inventory; DIIAR- Dipartimento di Ingegneria Idraulica. Ambientale. Infrastrutture Viarie; Fondazione Lombardia per l'Ambiente; ARPA-Lombardia.
- ◆ Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente; DEI - Dipartimento di Elettronica e Informazione; Regione Lombardia. D.G. Qualità dell'ambiente.
- ◆ CASERINI S; MARAZZI. L; CROVETTO M. DENTI. A.B; LAPI M; BOSCO C; FRACCAROLI. A; FOSSAT. G; GUARISO G; GURRIERI G.L; (2007); An extensive survey on wood use for domestic heating in Lombardy: implication for PM emission inventory; DIIAR –Dipartimento di Ingegneria Idraulica. Ambientale. Infrastrutture Viarie; Fondazione Lombardia per l'Ambiente; ARPA-Lombardia. Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente; DEI – Dipartimento di Elettronica e Informazione - Politecnico di Milano; Regione Lombardia. D.G. Qualità dell'ambiente.
- ◆ DUDHIA. J; (1993): A nonhydrostatic version of the Penn State/NCAR mesoscale model: Validation tests and simulation of an Atlantic cyclone and cold front. Mon. Wea. Rev.. 121. 1493-1513.
- ◆ Emission Factor Documentation For Ap-42 Section 1.9. Residential Fireplaces (1993). Prepared by: E.H. Pechan & Associates. Inc. Rancho Cordova. CA 95742. U.S. Environmental Protection Agency
- ◆ Emission Factor Documentation For AP-42 Section 1.9. Residential Fireplaces; (1993); Office Of Air Quality Planning and Standards Office of Air And Radiation; U.S. Environmental Protection Agency
- ◆ FERREIRA. V; PEREIRA. T. SEABRA. T. TORRES. P; MACIEL H. (20 May 2008)). Portuguese National Inventory Report On Green House Gases 1990 - 2006. Submitted under the United Framework convention on climate change and the Kyoto Protocol. Agencia Portuguesa para o Ambiente. Ministério do Ambiente do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional
- ◆ FERREIRA. J; (Aveiro. 2007). Relação Qualidade do Ar e Exposição Humana a Poluentes Atmosféricos; Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de Doutor em Engenharia do Ambiente.
- ◆ FINE. F. CASS. G; SIMONEIT. R. T. (2001); Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from Fireplace Combustion of Woods Grown in the Northeastern United States; (Environ. Sci. Technol.
- ◆ GENEMIS (1994): Generation of European Emission Data for Episodes, Project, EUROTRAC Annual Report. 1993. Part 5. EUROTRAC International Scientific Secretariat. Garmisch-Partenkirchen.

- ◆ GINOUX. P; CHIN. M; TEGEN. I; PROSPERO. J.M; HOLBEN. B; DUBOVIK. O; e LIN. S.J. (2001); Sources and distributions of dust aerosols simulated with the GOCART model. J. Geophys. Res.. 106. 20255-20273.
- ◆ GOIS. V; TORRES. P; NOGUEIRA. L; MACIEL H; ALMEIDA. C; (2003); Inventário de Emissões Atmosféricas da Região de Lisboa e Vale do Tejo 2000-2001; Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo
- ◆ GONZÁLEZ. S. R; (October 2002); Sources and processes affecting levels and composition of atmospheric particulate matter in the Western Mediterranean. Institute of Earth Sciences “Jaume Almera – CSIC. Submitted for the degree of Doctor of Philosophy at the Polytechnic University of Catalonia.
- ◆ GUELLE. W.. BALKANSKI. Y.J.. DIBB. J.E.. SCHULTZ. M.. DULAC. F. (1998). Wet deposition in a global size-dependent aerosol transport model. J. Geophys.. 103. D22. 28875-28891
- ◆ HAYS; M.D.. SMITH; N.D.. KINSEY J.. DONGB Y.. KARIHERB P. (2003); “Polycyclic aromatic hydrocarbon size distributions in aerosols from appliances of residential wood combustion as determined by direct thermal desorption—GC/MS”; Aerosol Science. 34. pp. 1061–1084.
- ◆ HODZIC. A; VAUTARD. R; BESSAGNET. B; LATTUATIC. M. AND MORETO. F. (2005): Long-term urban aerosol simulation versus routine PM observations. Atmos. Environ. 39. 5851–5864.
- ◆ HOUCK. J.E; TIEGS P.E; (1998); Residential Wood Combustion Technology Review Volume 1. Technical Report. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Developmen
- ◆ ILLERUP J. B; NIELSEN M; (2004); Improved PM emission Inventory for residencial wood combustion; National Environmental Research Institute. Frederiksborgvej
- ◆ JOHNSON. P.R.S. GRAHAM. J.J; (2005); Fine particulate matter National Ambient Air Quality Standards: Public health impact on populations in the northeastern United States. Environ Health Perspec 113:1140–7
- ◆ JOHNSON. P. S. (2006); In-Field Ambient Fine Particle Monitoring of an Outdoor Wood Boiler: Public Health Concerns NESCAUM. Boston. Massachusetts. USA
- ◆ KLIMONT. Z. COFALA. J. BERTOK. I. AMANN. M. HEYES. C. GYARFAS. F. (2002); Modelling Particulate Emissions in EuropeA *Framework to Estimate Reduction Potential and Control Costs*. International Institute for Applied Systems Analysis
- ◆ KARVE P. (2000); International Conference on Biomass-Based Fuels and Cooking Systems (BFCS-2000): A *Report* solstice. crest.org/discussiongroups/resources/stoves/Karve_Conference/BFCSrprt.htm.
- ◆ KRECL P. LARSSON E. H; STR. J. JOHANSSON C; (19 March 2008); Contribution of residential wood combustion to hourly winter aerosol in Northern Sweden determined by

- positive matrix factorization; Department of Applied Environmental Science. Atmospheric Science Unit. Stockholm University. Stockholm. Sweden
- ◆ KRECL. P. (2008); Impact of residential wood combustion on urban air quality Dissertação apresentada á Stockholm University. para a obtenção do grau de doutor
 - ◆ KUBICA. K..J; RANCZAK. J; (2003/3); “Co-firing of coal and biomass in mechanical great boilers”; Procc.. of Int.. Conf.. Combustion of alternative fuels in power and cement industry. 20-21 February. 2003. Opole. Poland. pp. 81-97
 - ◆ KUBICA K.. PARADIZ B.. DILARA (2004/4); “Toxic emissions from Solid Fuel Combustion in Small Residential Appliances”; Procc. 6th International Conference on Emission Monitoring CEM-2004. June 9-11. 2004. Milano Italy; www.cem2004.it
 - ◆ KULMALA. M.. LAAKSONEN. A.; PIRJOLA. L.. (1998); Parameterization for sulfuric acid/water nucleation rates. J. Geophys. Res.. 103. No D7. 8301-8307.
 - ◆ LOPES M; NUNES T. VALENTE J; SANTOS J; SANTOS P. AMORIM J..H. CARVALHO A..C; TAVARES R. MARTINS. V; PINHO. P.G; LEMOS L. T.; MIRANDA A.. BORREGO C. (2006); Projecto SaudAR: avaliação da qualidade do ar em Viseu; CESAM. Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro.Departamento de Ambiente. Escola Superior de Tecnologia de Viseu
 - ◆ MONTEIRO. A; BORREGO. C; MIRANDA. A.I; GÓIS. V; TORRES. P; PEREZ. A.T. (2007); Can air quality modelling improve emission inventories?. Proceedings of the 6th International Conference on Urban Air Quality. Limassol. Chipre 27-29 Março 2007 (Cd-rom).
 - ◆ MONTEIRO. A; BORREGO. C; TCHEPEL. O; SANTOS. P; MIRANDA. A. I; (2001): Inventário de Emissões Atmosféricas – base de dados POLAR2. Aplicação à modelação atmosférica. 7^a Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente. Aveiro. Portugal. pp. 954-958.
 - ◆ MYERS. R. (2006); Draft Detailed Procedures For Preparing Emissions Factors; U.S. Environmental Protection Agency; Office of Air Quality Planning and StandardsNorwegian Institute for Air Research.
 - ◆ OLIVEIRA. T. AFONSO. J. PIO. C; SILVESTRE A.J.D; Evtyugina. M. (2005); Aerossol Carbonoso Numa Atmosfera Rural Portuguesa; Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro e Departamento de Química. Universidade de Aveiro
 - ◆ PASSANT N R. (2002); Speciation of UK emissions of non-methane volatile organic compounds. DETR Air and Environmental Quality Division. AEA Technolog
 - ◆ PEREZ A.T; FERREIRA.F; MESQUITA S; MONJARDINO. J; (Março de 2006); Estratégia Temática Sobre Poluição Atmosférica; Ministério do Ambiente. Ordenamento do Território e Desenvolvimento Regional Instituto do Ambiente; Universidade Nova de Lisboa

Faculdade de Ciências e Tecnologia Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente.

- ◆ FINE. P; GLEN. R; BERND. R.T; (2004); Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from the Wood Stove Combustion of Prevalent United States Tree Species. *1Environmental Engineering Science Department. California Institute of Technology*
- ◆ Plano de melhoria da Qualidade do Ar da Região Norte. PM₁₀ – 2004 O3 – 2004/2005 (Julho 2007); Comissão de Coordenação e Desenvolvimento da Região Norte e Universidade de Aveiro
- ◆ Procedures Forpreparing Emission Factor documents (1997); Office of Air Quality Planning and Standards. Office of Air and Radiation. U.S. Environmental Protection Agency
- ◆ Programa de Execução do Plano de Melhoria da Qualidade do Ar da Região Norte. Linhas Orientadoras para a Discussão. Tomada de Decisões e Elaboração. (Outubros 2007); Comissão de Coordenação e Desenvolvimento da Região Norte e Universidade de Aveiro
- ◆ PYE. S; THISTLETHWAITE. G; ADAMS. M; WOODFIELD. M; GOODWIN. J; FORSTER. D; HOLLAND. M; (2004); Study Contract on the Cost and Environmental Effectiveness of ReducingAir Pollution from Small-scale Combustion Installations (EC reference ENV.C.1/SER/2003/0099r); <http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/>
- ◆ QUASS. U; FERMANN. M; BRÖKER. G; (2000); The European Dioxin Emission Inventory- Stage II" Desktop studies and case studies"; Final Report 31.21. 2000; Volume 2.pp. 115-120. North Rhine Westphalia State Environment Agency
- ◆ QUASS. U; FERMANN. M; BRÖKER. G; (2000); The European Dioxin Emission Inventory - Stage II" Desktop studies and case studies"; Final Report 31.21. 2000; Volume 2. pp. 115-120. North Rhine Westphalia State Environment Agency
- ◆ QUEROL. X.; ALASTUEY. A.; RODRIGUEZ. S.; VIANA. M.; ARTIÑANO. B.; SALVADOR. P.; MANTILLA. E.; GARCIA DOS SANTOS. S.; FERNÁNDEZ PATIER. R.; DE LA ROSA. J.; SÁNCHEZ DE LA CAMPA.A.; MENÉNDEZ. M.; GILL. J.J. (2004); Levels of particulate matter in rural. urban and industrial sites in Spain. *Science of the Total Environment.* p. 334–335 p.359–376.
- ◆ QUIRINO. W. F; VALE. A. T; ANDRADE A. P.A; ABREU. V. L. A; AZEVEDO A.C.S. (2005); Poder Calorífico aa Madeira E de Materiais Ligno-Celulósicos; Publicado na Revista da Madeira nº 89 abril 2005 pag 100-106
- ◆ RAKOS C. (2007); Technology development of boilers for domestic heating with wood fuels; implications for dust emissions and their toxicological relevance; proPellets Áustria A-3012 Wolfsgraben. Hauptstraße
- ◆ SALGADO. P.E; (2003); Informações Gerais e Ecotoxicológicas de Material Particulado; Governo do Estado Da Bahia Secretaria De Meio Ambiente E Recursos Hídricos. Centro De Recursos Ambientais

- ◆ SCHMIDT. H; DEROGNAT. C; VAUTARD. R; e BEEKMANN. M; (2001): A comparison of simulated and observed ozone mixing ratios for the summer of 1998 in Western Europe. *Atmospheric Environment* 35. 2449-2461.
- ◆ SEINFELD. J.H; PANDIS. S.N. (1998). *Atmospheric Chemistry and Physics*. John Wiley & Sons. New York.
- ◆ SEIXAS. J; SIMÕES. S; CLETO. J; TORRES. P; BOAVIDA. F; PEREZ T. (Fevereiro 2007); Programa para os Tectos de Emissão Nacionais PTEN 2006. Universidade Nova de Lisboa. Fundação da Ciência e Tecnologia. Instituto do Ambiente Ministério do Ambiente do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional
- ◆ SLEZAKOVA. K; PEREIRA. M.C.; REIS. M.A. ALVIM-FERRAZ. M. C. (2007); Influence of traffic emissions on the composition of atmospheric particles of different sizes – Part 1: concentrations and elemental characterization. Springer Science. Business Media B.V.
- ◆ SOUSA.S; (Aveiro. 2007); Plano de Melhoria da Qualidade do Ar da Região Norte; Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente.
- ◆ STERNHUFVUD. C; KARVOSENOJA. N; ILLERUP. J; KINDBOM. K. LÜKEWILLE. A. JENSEN. J; (2004); Particulate matter emissions and abatement options in residential wood burning in the Nordic countries. Swedish Environmental Research Institute. Finnish Environment Institute. National Environmental Research Institute. Norwegian Institute for Air Research
- ◆ STOHL; WILLIAMS; E; WOTAWA. G; KROMP-KOLB. H. (1996): A European inventory for soil. itric oxide emissions and the effect of these emissions on the photochemical formation of ozone. *Atmospheric environment* 30. 3741-3755.
- ◆ TSYRO. S; (2002); First estimates of the effects of aerosol dynamics in the calculation of PM₁₀ and PM_{2.5}. EMEP Report (www.emep.int).
- ◆ VAUTARD. R; BEEKMANN. M; ROUX. J; GOMBERT. D; (2001): Validation of a deterministic forecasting system for the ozone concentrations over the Paris area. *Atmospheric Environment* 35. 2449-2461.
- ◆ VAUTARD. R; BESSAGNET. B; CHIN. M; MENUT. L;. (2005); On the contribution of natural Aeolian sources to particulate matter concentrations in Europe: testing hypotheses with a modelling approach. *Atmospheric Environment* 39. 3291-3303.
- ◆ VESTRENG. V. K; BREIVIK. M; ADAMS. A; WAGENER. J; GOODWIN. O; ROZOVSKKAYA. J.PACYNA M; (2005); Inventory Review 2005. Emission Data reported to LRTAP Convention and NEC Directive. Initial review of HMs and POPs. Technical report MSC-W 1/2005. ISSN 0804-2446.

- ◆ WINIWARTER. W; TRENKER. C.H; HÖFLINGER. W; (2001); Österreichische Emissions inventur für Stau“; A study for Austrian Environmental Agency (Umwelbundesamt). Final Report. ARC Seibersdorf Research Report. ARC—S-0151.121 p.. September 2001
- ◆ Wood Combustion in Domestic Appliances (2005); Final Background Document. Prepared in the framework of EGTEI. Prepared by CITEPA. Paris
- ◆ OLENDRZYNSKI. K; FUDALA. J; HLAWICZKA. S; CENOWSKI. S; KACHNIARZ. M; KARGULEWICZI. DEBSKI; B; SKOSKIEWICZ. J; (2002); “Emission Inventory of SO₂. NO₂. NH₃. CO. PM.HMs. NMVOCs and POPs in Poland 2000”; UN-ECE – EMEP/Poland –Report/2002; IOS. Warszawa
- ◆ KAKAREKA. S; KUKHARCHYK. T; KHOMISCH. V; (2003); “Belarusian Contribution to EMEP”; Annual report 2002. Minsk-Moscow. January 2003”

8. Sítios na Internet

URL 1 – Base de Dados da Qualidade do Ar <http://www.air.sk/tno/cepmeip>

URL 2 – <http://www.toronto.ca/health>

URL 3 – <http://www.mmm.ucar.edu/mm5>

URL 4 – <http://www.iht.com/articles/2005/09/20/news/air.php>

URL 5 – <http://www.qualar.org>

URL 6 – Instituto Nacional de Estatística <http://www.ine.pt>

URL 7 – U.S. *Environmental Protection Agency* <http://www.epa.gov>

URL 8 – Organização Mundial de Saúde <http://www.who.int/en>

URL 9 – Agência Portuguesa para o Ambiente <http://www.apambiente.pt>

URL 10 – *Hearth. Patio & Barbecue Association*: <http://www.hpba.org>

URL 11 – National Fireplace Institute <http://www.nficertified.org>

URL 12 – <http://www.citepa.org>

9. Anexos

A1 - Inquérito.....	106
A2 - Tabela da Distribuição de t de Student.....	110
A3 - Lista de concelhos do domínio.....	111
A4 - Distribuição dos inquéritos por NUTS III.....	112
A5 - Utilização de equipamentos de aquecimento por NUTS III.....	113
A6 - Distribuição do número de lareiras por NUTS III.....	114
A7 - Taxa de Utilização das Lareiras para o Dominio Aveiro – Porto.....	115
A8 - Comparação entre o Cenários Inquéritos e Sem Lareiras.....	116

A 1. Inquérito

Inquerito

1. Dados pessoais:

1.1. Sexo: F ☐ M ☐

1.2. Idade: _____

1.3. E fumador? Sim ☐ Não ☐

1.4. Sofre de alguma doença respiratória? Sim ☐ Não ☐

1.4.1. Se sim quais?
Asma ☐ Bronquite ☐ Rinite ☐ Outras alergias ☐ Qual: _____

1.5. Quantas pessoas vivem em casa? _____

2. Residência:

2.1. Código postal da sua residência: _____ - _____

2.2. Vive em : Apartamento ☐ Vivenda ☐

2.2.1. Se respondeu apartamento, vive em que andar? ☐

2.3. Qual o ano de construção da sua residência?

Antes de 1950 ☐ [1950 - 1970] ☐ [1970 - 1990] ☐ [1990 - 2005] ☐ depois de 2005 ☐

2.4. Há animais em casa? Sim ☐ Não ☐

2.4.1. Se respondeu Sim indique quais são os animais? _____

2.4.2. Quantos? _____

2.5. Utiliza Equipamento de Aquecimento em casa? Sim ☐ Não ☐

2.5.1. Se respondeu Sim, de que tipo é o equipamento que utiliza?

Lareira ☐ Aquecimento central ☐ Outro ☐ Qual: _____

2.5.2. Qual o combustível utilizado?

Lenha ☐ Electricidade ☐ Gasóleo ☐ Outro ☐ Qual: _____

2.5.3. Que quantidade de combustível gasta em média por Inverno?

Lenha: Até 2 ton/Inverno ☐ 2 a 4 ton/Inverno ☐ Mais de 4 ton/Inverno ☐

Combustível: Até 1000L/Inverno ☐ 1000 a 2000L/Inverno ☐ Mais de 2000L/Inverno ☐

Outra ☐ Qual: _____

2.5.4. Quantas horas, em média, funciona o equipamento por dia?

4Horas ☐ 4 a 8Horas ☐ Mais de 8Horas ☐

2.5.5. Quantos dias utiliza o equipamento por semana?

Durante a Semana			Sábados	Domingos
1dia	2dias	5dias		

2.6. Utiliza outro tipo de sistema de aquecimento para além do referido no ponto 2.5. ?

Sim ☐ Não ☐

2.6.1. Se respondeu Sim, de que tipo é o equipamento alternativo que utiliza?

Lareira ☐ Aquecimento central ☐ Outro ☐ Qual: _____

2.6.2. Qual o combustível consumido?

Lenha ☐ Electricidade ☐ Gasóleo ☐ Outro ☐ Qual: _____

2.6.3. Que quantidade de combustível gasta em média por Inverno neste equipamento?

Lenha: Até 2 ton/Inverno ☐ 2 a 4 ton/Inverno ☐ Mais de 4 ton/Inverno ☐Combustível: Até 1000L/Inverno ☐ 1000 a 2000L/Inverno ☐ Mais de 2000L/Inverno ☐Outra ☐ Qual: _____

2.6.4. Quantas horas, em média, funciona o equipamento por dia?

4Horas ☐ 4 a 8Horas ☐ Mais de 8Horas ☐

2.6.5. Quantos dias utiliza o equipamento por semana?

Durante a Semana			Sábados	Domingos
1dia	2dias	5dias		

3. Ocupação

3.1. Profissão: _____

3.2. Código postal do local de trabalho/escola: _____ - _____

3.3. Como se desloca para o seu trabalho/escola/universidade:

Transporte próprio ☐ Transporte público ☐ Bicicleta ☐ A pé ☐

3.4. Quanto tempo, em minutos, demora a chegar ao local: _____

3.5. Assinale com uma cruz o sítio em que se encontra nas horas estipuladas na tabela

3.5.1. Dias úteis

Lugar		Horas	23- 8	8-12	12-14	14-18	18-20	20-23
Casa								
Trabalho/Escola								
Outros	Espaços interiores							
	Espaços exteriores							

3.5.2. Sábados

Lugar		Horas	23- 8	8-12	12-14	14-18	18-20	20-23
Casa								
Trabalho/Escola								
Outros	Espaços interiores							
	Espaços exteriores							

3.5.3. Domingos

Lugar		Horas	23- 8	8-12	12-14	14-18	18-20	20-23
Casa								
Trabalho/Escola								
Outros	Espaços interiores							
	Espaços exteriores							

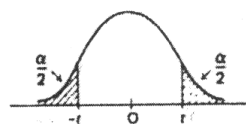
Observações :

4. A poluição atmosférica é um problema do seu interesse? Sim ☐ Não ☐

5. Se desejar receber as conclusões do nosso trabalho, por favor coloque aqui o seu endereço de correio electrónico

e-mail: _____

A 2. Tabela da Distribuição de t de Student



α	0,50	0,25	0,10	0,05	0,025	0,01	0,005
1	1,00000	2,4142	6,3138	12,706	25,542	63,657	127,32
2	0,81650	1,6036	2,9200	4,3127	6,2053	9,9248	14,089
3	0,76489	1,4226	2,3534	3,1825	4,1765	5,8409	7,4533
4	0,74070	1,3444	2,1318	2,7764	3,4954	4,6041	5,5976
5	0,72669	1,3009	2,0150	2,5706	3,1634	4,0321	4,7733
6	0,71756	1,2733	1,9432	2,4469	2,9687	3,7074	4,3168
7	0,71114	1,2543	1,8946	2,3646	2,8412	3,4995	4,0293
8	0,70639	1,2403	1,8595	2,3060	2,7515	3,3554	3,8325
9	0,70272	1,2297	1,8331	2,2622	2,6850	3,2498	3,6897
10	0,69981	1,2213	1,8125	2,2281	2,6338	3,1693	3,5814
11	0,69745	1,2145	1,7959	2,2010	2,5931	3,1058	3,4966
12	0,69548	1,2089	1,7823	2,1788	2,5600	3,0545	3,4284
13	0,69384	1,2041	1,7709	2,1604	2,5326	3,0123	3,3725
14	0,692	1,2001	1,7613	2,1448	2,5096	2,9768	3,3257
15	0,69120	1,1967	1,7530	2,1315	2,4899	2,9467	3,2860
16	0,69013	1,1937	1,7459	2,1199	2,4729	2,9208	3,2520
17	0,68919	1,1910	1,7396	2,1098	2,4581	2,8982	3,2225
18	0,68837	1,1887	1,7341	2,1009	2,4450	2,8784	3,1966
19	0,68763	1,1866	1,7291	2,0930	2,4334	2,8609	3,1737
20	0,68696	1,1848	1,7247	2,0860	2,4231	2,8453	3,1534
21	0,68635	1,1831	1,7207	2,0796	2,4138	2,8314	3,1352
22	0,68580	1,1816	1,7171	2,0739	2,4055	2,8188	3,1188
23	0,68531	1,1802	1,7139	2,0687	2,3979	2,8073	3,1040
24	0,68485	1,1789	1,7109	2,0639	2,3910	2,7969	3,0905
25	0,68443	1,1777	1,7081	2,0595	2,3846	2,7874	3,0782
26	0,68405	1,1766	1,7056	2,0555	2,3788	2,7787	3,0669
27	0,68370	1,1757	1,7033	2,0518	2,3734	2,7707	3,0565
28	0,68335	1,1748	1,7011	2,0484	2,3685	2,7633	3,0469
29	0,68304	1,1739	1,6991	2,0452	2,3638	2,7564	3,0380
30	0,68276	1,1731	1,6973	2,0423	2,3596	2,7500	3,0298
40	0,68066	1,1673	1,6839	2,0211	2,3289	2,7045	2,9712
60	0,67862	1,1616	1,6707	2,0003	2,2991	2,6603	2,9146
120	0,67656	1,1559	1,6577	1,9799	2,2699	2,6174	2,8599
∞	0,67449	1,1503	1,6449	1,9600	2,2414	2,5758	2,8070

Retirada do livro “Curso de Estatística”-Jairo Simon da Fonseca & Gilberto de Andrade Martins-Editora Atlas

A 3. Lista de concelhos do domínio

Águeda	Ovar	Paredes
Albergaria-a-Velha	São João da Madeira	Penafiel
Anadia	Sever do Vouga	Porto
Arouca	Vagos	Valongo
Aveiro	Vale de Cambra	Vila Nova de Gaia
Castelo de Paiva	Cantanhede	Cinfães
Espinho	Mira	Mortágua
Estarreja	Amarante	Oliveira de Frades
Santa Maria da Feira	Gondomar	Santa Comba Dão
Ílhavo	Lousada	São Pedro do Sul
Mealhada	Maia	Tondela
Murtosa	Marco de Canaveses	Vouzela
Oliveira de Azeméis	Matosinhos	
Oliveira do Bairro	Paços de Ferreira	

A 4. Distribuição dos inquéritos por NUTS III

	Frequência	Percentagem	Respostas Validas (%)	Percentagem Acumulada
Grande Lisboa	851	27.02	27.02	27.02
Península de Setúbal	173	5.49	5.49	32.52
Baixo Vouga	545	17.31	17.31	49.83
Baixo Mondego	104	3.30	3.30	53.13
Pinhal Litoral	52	1.65	1.65	54.78
Pinhal Interior (Norte)	20	0.64	0.64	55.41
Dãos Lafões	58	1.84	1.84	57.26
Pinhal Interior (Sul)	6	0.19	0.19	57.45
Serra da Estrela	4	0.13	0.13	57.57
Beira Interior (Norte)	20	0.64	0.64	58.21
Beira Interior (Sul)	9	0.29	0.29	58.49
Cova da Beira	7	0.22	0.22	58.72
Oeste	63	2.00	2.00	60.72
Médio Tejo	36	1.14	1.14	61.86
Minho Lima	19	0.60	0.60	62.46
Cávado	93	2.95	2.95	65.42
Ave	74	2.35	2.35	67.77
Grande Porto	553	17.56	17.56	85.33
Tâmega	61	1.94	1.94	87.27
Entre Douro e Vouga	105	3.33	3.33	90.60
Douro	51	1.62	1.62	92.22
Alto Trás-os-Montes	54	1.71	1.71	93.93
Alentejo Litoral	11	0.35	0.35	94.28
Alto Alentejo	7	0.22	0.22	94.51
Alentejo Central	41	1.30	1.30	95.81
Baixo Alentejo	21	0.67	0.67	96.48
Lizíra do Tejo	45	1.43	1.43	97.90
Algarve	66	2.10	2.10	100.00
Total	3149.00	100.00	100.00	

A 5. Utilização de equipamentos de aquecimento por NUTS III

		Equipamento de Aquecimento	
		Sim (%)	Não (%)
	Grande Lisboa	83.29	16.70
	Península de Setúbal	84.3	15.60
	Baixo Vouga	88.74	11.25
	Baixo Mondego	94.17	5.82
	Pinhal Litoral	92.30	7.69
	Pinhal Interior (Norte)	89.47	10.52
	Dão Lafões	93.10	6.89
	Pinhal Interior (Sul)	100	
	Serra da Estrela	100	
	Beira Interior (Norte)	94.73	5.26
	Beira Interior (Sul)	100	
	Cova da Beira	100	
	Oeste	92.06	7.93
	Médio Tejo	94.44	5.55
	Minho Lima	89.47	10.52
	Cávado	90.21	9.78
	Ave	93.24	6.75
	Grande Porto	88.44	11.55
	Tâmega	95.08	4.91
	Entre Douro e Vouga	92.38	7.61
	Douro	94.11	5.88
	Alto Trás-os-Montes	98.14	1.85
	Alentejo Litoral	90.90	9.0
	Alto Alentejo	85.71	14.28
	Alentejo Central	92.50	7.5
	Baixo Alentejo	100	
	Lizíra do Tejo	95.45	4.54
	Algarve	78.12	21.87
Total		2750	367
		88.22	11.77

A 6. Distribuição do número delareiras por NUTS III

		Consumo de Lenha			
		Lareiras	Até 2 ton/Inverno	2 a 4 ton/Inverno	Mais de 4
		(%)	(%)	(%)	ton/Invernos (%)
Minho Lima + Cavado	Lareira Aberta	42.11	91.67	4.17	4.17
	Lareira Fechada	57.89	87.10	12.90	
Grande Porto	Lareira Aberta	34.50	86.96	13.04	
	Lareira Fechada	65.50	90.08	9.92	
Alto Trás-os-Montes	Lareira Aberta	43.48	50.00	40.00	10.00
	Lareira Fechada	56.52	69.23	23.08	7.69
Douro	Lareira Aberta	44.83	76.92	23.08	
	Lareira Fechada	55.17	68.75	31.25	
Ave	Lareira Aberta	54.55	75.00	20.83	4.17
	Lareira Fechada	45.45	75.00	20.00	5.00
Tâmega	Lareira Aberta	32.35	72.73	18.18	
	Lareira Fechada	67.65	73.91	21.74	
Entre Douro e Vouga	Lareira Aberta	46.15	87.05	11.51	1.44
	Lareira Fechada	53.85	84.06	14.49	1.45
Baixo Vouga	Lareira Aberta	50.18	87.05	11.51	1.44
	Lareira Fechada	49.82	84.06	14.49	1.45
Baixo Mondego	Lareira Aberta	50.00	69.57	21.74	8.70
	Lareira Fechada	50.00	90.48	9.52	
Dão-Lafões	Lareira Aberta	53.66	86.96	13.04	
	Lareira Fechada	46.34	84.21	15.79	
Serra da Estrela + Beira	Lareira Aberta	50.00	73.33	26.67	
Interior Norte + Cova da Beira + Beira Interior Sul	Lareira Fechada	50.00	75.00	25.00	
Pinhal Interior Norte + Pinhal Interior Sul	Lareira Aberta	75.00	66.67	33.33	
	Lareira Fechada	25.00	66.67	33.33	
Pinhal Litoral + Oeste	Lareira Aberta	60.81	95.12	4.88	
	Lareira Fechada	39.19	77.78	22.22	
Médio Tejo	Lareira Aberta	57.14	83.33	16.67	
	Lareira Fechada	42.86	88.89	11.11	
Alto Alentejo + Alentejo Central + Baixo Alentejo	Lareira Aberta	41.94	76.92	23.08	
	Lareira Fechada	58.06	100.00		
Lezíria do Tejo	Lareira Aberta	42.86	88.89	11.11	
	Lareira Fechada	57.14	91.67	8.33	
Grande Lisboa	Lareira Aberta	40.56	59.44	9.59	1.37
	Lareira Fechada	59.44	95.33	4.67	
Península de Setúbal + Alentejo Litoral	Lareira Aberta	49.32	80.56	19.44	
	Lareira Fechada	50.68	86.49	13.51	
Algarve	Lareira Aberta	13.33	100.00		
	Lareira Fechada	86.67	83.33	16.67	

A.7. Taxa de Utilização das Lareiras para o Domínio Aveiro Porto

Tabela 1 – Taxa de utilização dos vários tipos de equipamento de aquecimento

		Percentagem	
Equipamento de Aquecimento	Lareira Aberta	82.08	17.92
	Lareira Fechada	76.76	23.24
	Aquecimento Central	71.59	28.41
	Outro	61.74	38.26

Tabela 2 – Taxa de utilização dos vários tipos de equipamento de aquecimento relativamente ao ano de construção das habitações

		Ano de Construção				
		Antes de 1950	1950-1970	1970-1990	1990-2005	Depois de 2005
Equipamento de Aquecimento	Lareira Aberta	30.51	12.37	21.97	16.95	4.40
	Lareira Fechada	16.95	12.37	20.20	27.23	27.47
	Aquecimento Central	11.86	11.34	14.14	37.84	61.54
	Outro	45.76	53.61	45.71	33.56	14.29

Tabela 3 – Número de horas diárias de utilização do equipamento de aquecimento

		Horas Diárias		
		Menos de 4 horas	4 a 8 horas	Mais de 4 horas
Equipamento de Aquecimento	Lareira Aberta	60.93	33.95	5.12
	Lareira Fechada	65.61	30.53	3.86
	Aquecimento Central	53.98	36.28	9.73
	Outro	61.21	27.8	6.16

Tabela 4 - Número de dias por semana em equipamento de aquecimento é utilizado

	Dias da semana				
	1 Dia	2 Dias	5 Dias	Sábados	Domingos
Lareira Aberta	4.95	11.26	69.82	59.46	57.66
Lareira Fechada	6.94	15.28	61.81	52.08	53.13
Aquecimento Central	7.95	17.05	61.36	56.53	54.26
Outro	6.33	15.82	59.28	47.89	48.95

A 8. Comparação entre o Cenários Inquéritos e Sem Lareiras

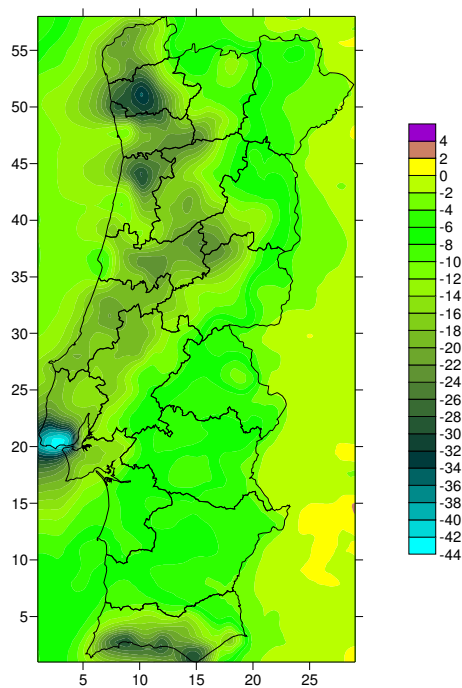


Figura 1 - Comparação entre o cenário inquérito e sem lareira, as PM_{10} .

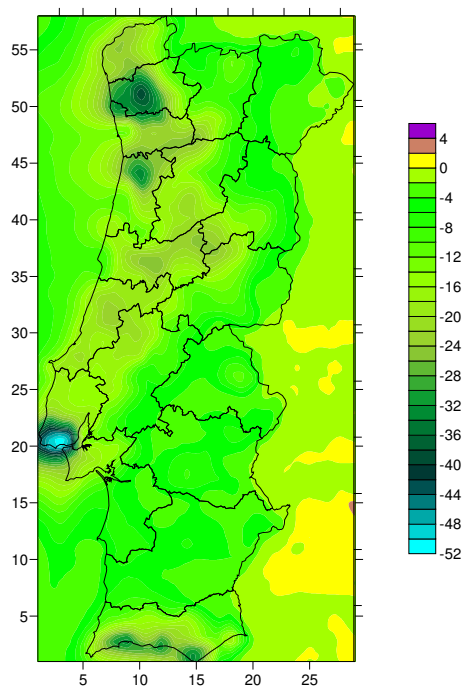


Figura 2 - Comparação entre o cenário inquérito e sem lareira, as $PM_{2.5}$.